BASES ECOLÓGICAS Y TECNOLÓGICAS PARA EL MANEJO DE PASTIZALES

Proyecto FPTA-175, «*Descripción de la heterogeneidad florística y seguimiento de la productividad primaria y secundaria del campo natural*»

Editores: **A. Altesor**[*]
W. Ayala[**]
J. M. Paruelo[***]

.

[*] Profesora Adjunta de la Facultad de Ciencias, UDELAR e investigadora SIN.
[**] Ing. Agr., Ph.D., Director Regional INIA Treinta y Tres.
[***] Profesor de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires e investigador CONICET.

Título: BASES ECOLÓGICAS Y TECNOLÓGICAS PARA EL MANEJO DE PASTIZALES

Editores: A. Altesor
W. Ayala
J.M. Paruelo

Serie: FPTA N° 26

© 2011, INIA

ISBN: 978-9974-38-308-1

Editado por la Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología del INIA

Andes 1365, Piso 12. Montevideo - Uruguay
http://www.inia.org.uy

Quedan reservados todos los derechos de la presente edición. Esta publicación no se podrá reproducir total o parcialmente sin expreso consentimiento del INIA.

Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria

Integración de la Junta Directiva

Ing. Agr., MSc. Enzo Benech - Presidente

Ing. Agr., Dr. Mario García - Vicepresidente

MINISTERIO DE GANADERÍA AGRICULTURA Y PESCA
REPÚBLICA ORIENTAL DEL URUGUAY

Dr. Pablo Zerbino

Dr. Alvaro Bentancur

ASOCIACION RURAL DEL URUGUAY 1871

Federación Rural
CON EL CAMPO PARA EL URUGUAY

Ing. Agr., MSc. Rodolfo M. Irigoyen

Ing. Agr. Mario Costa

CAF

COMISION NACIONAL DE FOMENTO RURAL

CREA

FONDO DE PROMOCIÓN DE TECNOLOGÍA AGROPECUARIA

El Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria (FPTA) fue instituido por el artículo 18º de la ley 16.065 (ley de creación del INIA), con el destino de financiar proyectos especiales de investigación tecnológica relativos al sector agropecuario del Uruguay, no previstos en los planes del Instituto.

El FPTA se integra con la afectación preceptiva del 10% de los recursos del INIA provenientes del financiamiento básico (adicional del 4o/oo del Impuesto a la Enajenación de Bienes Agropecuarios y contrapartida del Estado), con aportes voluntarios que efectúen los productores u otras instituciones, y con los fondos provenientes de financiamiento externo con tal fin.

EL FPTA es un instrumento para financiar la ejecución de proyectos de investigación en forma conjunta entre INIA y otras organizaciones nacionales o internacionales, y una herramienta para coordinar las políticas tecnológicas nacionales para el agro.

Los proyectos a ser financiados por el FPTA pueden surgir de propuestas presentadas por:

a) los productores agropecuarios, beneficiarios finales de la investigación, o por sus instituciones.

b) por instituciones nacionales o internacionales ejecutoras de la investigación, de acuerdo a temas definidos por sí o en acuerdo con INIA.

c) por consultoras privadas, organizaciones no gubernamentales o cualquier otro organismo con capacidad para ejecutar la investigación propuesta.

En todos los casos, la Junta Directiva del INIA decide la aplicación de recursos del FPTA para financiar proyectos, de acuerdo a su potencial contribución al desarrollo del sector agropecuario nacional y del acervo científico y tecnológico relativo a la investigación agropecuaria.

El INIA a través de su Junta Directiva y de sus técnicos especializados en las diferentes áreas de investigación, asesora y facilita la presentación de proyectos a los potenciales interesados. Las políticas y procedimientos para la presentación de proyectos son fijados periódicamente y hechos públicos a través de una amplia gama de medios de comunicación.

El FPTA es un instrumento para profundizar las vinculaciones tecnológicas con instituciones públicas y privadas, a los efectos de llevar a cabo proyectos conjuntos. De esta manera, se busca potenciar el uso de capacidades técnicas y de infraestructura instalada, lo que resulta en un mejor aprovechamiento de los recursos nacionales para resolver problemas tecnológicos del sector agropecuario.

El Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria contribuye de esta manera a la consolidación de un sistema integrado de investigación agropecuaria para el Uruguay.

A través del Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria (FPTA), INIA ha financiado numerosos proyectos de investigación agropecuaria a distintas instituciones nacionales e internacionales. Muchos de estos proyectos han producido resultados que se integran a las recomendaciones tecnológicas que realiza la institución por sus medios habituales.

En esta serie de publicaciones, se han seleccionado los proyectos cuyos resultados se considera contribuyen al desarrollo del sector agropecuario nacional. Su relevancia, el potencial impacto de sus conclusiones y recomendaciones, y su aporte al conocimiento científico y tecnológico nacional e internacional, hacen necesaria la amplia difusión de estos resultados, objetivo al cual se pretende contribuir con esta publicación.

PRÓLOGO

Si bien la historia y cultura de la sociedad uruguaya tiene sus bases en el campo natural, paradójicamente su importancia es subvalorada y sus características son desconocidas por la mayor parte de la población. Tradicionalmente se han descrito las características de nuestra vegetación por la negativa, «el Uruguay es un país sin árboles». En las descripciones de la flora sólo se resaltan los elementos arbóreos, incluso aquellos exóticos. Basta observar las imágenes asociadas al «Uruguay Natural» para darnos cuenta que los pastizales son un tipo de vegetación «invisible» desde el punto de vista estético o recreativo y con frecuencia también desde el punto de vista productivo.

En el mundo es cada vez más común la alimentación del ganado a través del reemplazo de la vegetación natural o del uso de concentrados en «feedlots». Estos últimos son casos extremos de simplificación del sistema productivo y se enmarcan en una visión de intervención del tipo «comando-control» por parte de quienes manejan los recursos. La mayor parte de estas estrategias de intervención están asociadas a tecnologías apropiables y, consecuentemente de fácil comercialización en el mercado en forma de paquetes tecnológicos. Estas tecnologías empiezan a ser cuestionadas por su baja eficiencia energética, su dependencia de insumos y sus consecuencias ambientales y sociales. Una visión distinta del manejo de los sistemas productivos considera el aprovechamiento del potencial de los sistemas naturales en términos de su productividad como de su resiliencia. Manejar los pastizales naturales, plantea serios desafíos ya que implica tratar con sistemas más complejos, es decir más heterogéneos, con más componentes e interacciones. Las tecnologías para el manejo de sistemas complejos se apoyan mucho más en procesos que en insumos, lo cual las hace poco susceptibles de apropiación por parte del sector privado. Esto hace que el desarrollo de este tipo de tecnología sea una responsabilidad, fundamentalmente, del sector público. Uruguay reúne excelentes condiciones para destacarse como productor natural, por lo que el desarrollo de tecnologías que compatibilicen la producción con la conservación del campo natural debería ser una prioridad. Este objetivo es inalcanzable sin un sólido conocimiento de, por un lado, la heterogeneidad florística de los pastizales naturales y, por otro, de la estructura y el funcionamiento de estos ecosistemas.

El bioma pastizal cubre más del 70% del Uruguay y forma parte de las praderas templadas de América del Sur que se extienden en el este de Argentina y sur de Brasil, constituyendo una de las áreas más extendidas de pastizales naturales en el mundo. Cuando se formuló el Proyecto FPTA 175 diagnosticamos que el conocimiento de la heterogeneidad del campo natural (CN), la formación vegetal dominante del Uruguay, es escaso y fragmentario. Señalamos la ausencia de estimaciones objetivas de la heterogeneidad espacio-temporal de la tasa de producción de forraje como uno de los factores que compromete la eficiencia de los sistemas ganaderos y que puede provocar el deterioro de los sistemas pastoriles extensivos. Por otro lado, identificamos vacíos en el conocimiento de aspectos clave de la estructura y el funcionamiento de los pastizales.

En este libro se sintetiza gran parte de la información generada en el marco del proyecto FPTA175 y en investigaciones previas del equipo investigador. Este trabajo constituye un aporte al conocimiento del bioma de nuestro país en cuanto a las bases ecológicas de su estructura y funcionamiento, así como en cuanto a las tecnologías apropiadas para el diseño de manejos adaptativos de sistemas ganaderos basados en el uso de pastizales naturales.

El Flujo de Energía en el ecosistema (Figura 1), ha sido un marco conceptual particularmente útil en el estudio de los agroecosistemas. Este esquema identifica una serie de compartimientos (niveles tróficos) y flujos que los conectan. Entender un ecosistema implica caracterizar la estructura de los compartimientos. Manejar un

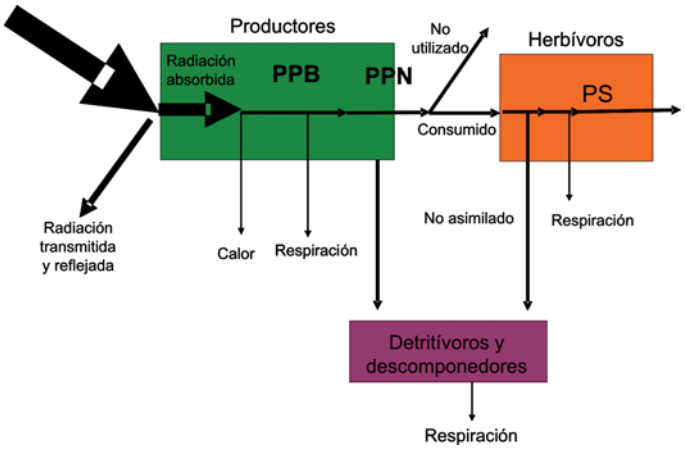


Figura 1. Diagrama de flujo de energía en un ecosistema. Las cajas representan los compartimentos de los niveles tróficos. Las flechas indican los flujos (PPB= Productividad Primaria Bruta, PPN= Productividad Primaria Neta, PS= Productividad Secundaria).

ecosistema consiste en definir las estrategias de intervención para maximizar uno o más de esos flujos. Por ejemplo, en un sistema ganadero un objetivo es maximizar en el largo plazo la magnitud del flujo de productividad secundaria. Los capítulos de este libro se centran en algunos de estos compartimentos (aspectos estructurales) y de flujos (aspectos funcionales) incorporando a su vez la dimensión humana.

Los aspectos estructurales incluyen la composición específica y de tipos funcionales, sus abundancias relativas y la delimitación de comunidades vegetales. Se describe y analiza con detalle el compartimento base del sistema, los autótrofos o productores primarios, y los efectos que tiene el pastoreo sobre el mismo.

En el capítulo I Lezama *et al.,* describen la heterogeneidad de los pastizales de Uruguay. Se definieron 13 unidades de vegetación sobre bases objetivas (análisis fitosociológico a partir de la realización de 313 censos de vegetación) y se determinaron las especies indicadoras de cada unidad para las cuatro regiones geomorfológicas con mayor porcentaje de campo natural: la Cuesta basáltica, la Cuenca sedimentaria del noreste, las Sierras del este y la Región centro-sur. En la región de la Cuesta Basáltica se determinaron tres unidades de vegetación, en la región Centro-Sur se delimitaron también tres unidades, dos unidades en la Cuenca sedimentaria del noreste y cinco en las Sierras del este. También se analizaron las relaciones entre la heterogeneidad florística y algunas variables ambientales (geomorfológicas y edafológicas).

Las unidades de vegetación definidas en el capítulo I fueron cartografiada a partir de las clasificaciones supervisadas de imágenes satelitales de alta resolución espacial (Landsat TM, 30 x 30 m), utilizando como polígonos de entrenamiento los censos de vegetación realizados. En el capítulo II Baeza *et al.,* detallan la metodología utilizada y se describe el patrón espacial de la heterogeneidad florística de las cuatro regiones geomorfológicas arriba mencionadas.

Perelman y León (Capítulo III) describen las herramientas metodológicas para la delimitación y caracterización de las comunidades de pastizal. También ilustran cómo la caracterización de las comunidades de pastizal ha resultado una excelente herramienta para interpretar fenómenos tan distintos como el envejecimiento de las pasturas implantadas, la homogeneización del paisaje, la invasión de los pastizales por especies exóticas, así como para esclarecer la confusión entre «desertización» y «aridez».

Las evidencias acerca de los efectos del pastoreo con ganado doméstico sobre la estructura de la vegetación fueron sintetizadas por Rodríguez y Cayssials en el capítulo IV. En este capítulo se resumen resultados previos y generados en el marco del proyecto FPTA 175 acerca de los cambios en la arquitectura y en la composición de especies de la vegetación, así como en los atributos individuales de las especies en respuesta al pastoreo.

Los herbívoros también pueden afectar la acumulación de materia orgánica del suelo (MOS) a través de una variedad de mecanismos simultáneos, que muchas veces difieren en el corto y en el largo plazo. Piñeiro (Capítulo V) presenta una síntesis de la información obtenida por el autor y colaboradores en el marco del Proyecto FPTA 175 y de otros proyectos previos, acerca de los efectos del pastoreo sobre los ciclos biogeoquímicos del C y N en los pastizales del Río de la Plata.

La condición del recurso suelo es vital para el balance global y el funcionamiento de los ecosistemas y se caracteriza por no ser un recurso renovable a escala humana. Los procesos que en él ocurren son mediados por la biota que lo habita, ésta a su vez está determinada por el tipo de vegetación, tipo de suelo y clima. En el capítulo VI Zerbino expone los resultados acerca del compartimento de la fauna del suelo (detritívoros y descomponedores del esquema). Se analizó la relación entre las unidades de vegetación y la macrofauna del suelo y se constató que la composición de la cobertura vegetal es un determinante clave de las comunidades de la macrofauna del suelo. A su vez, la biota del suelo ejerce un papel fundamental sobre características estructurales de la vegetación (riqueza de especies y composición).

Los aspectos funcionales se refieren al intercambio de materia y energía dentro de un ecosistema. La productividad primaria neta aérea (PPNA) es una variable clave de los ecosistemas en general y de los sistemas ganaderos pastoriles en particular. En ecosistemas pastoriles extensivos, la PPNA constituye la tasa de generación de alimento para el ganado y por lo tanto se relaciona con la carga animal En el marco de un proyecto previo (FONTAGRO IICA-BID FTG/RF- 01-03-RG «Caracterización regional de los recursos forrajeros en los Pastizales del Río de la Plata y la Patagonia: desarrollo de sistemas de evaluación y pronóstico de las productividad primaria») algunos investigadores de este equipo han desarrollado un sistema de estimación de la productividad forrajera en tiempo real y a escala de potrero o unidad de manejo. El desafío asumido en el Proyecto FPTA 175 fue implementar un sistema piloto de seguimiento forrajero basado en esta tecnología para Uruguay.

Oesterheld *et al.,* (Capítulo VII) discuten críticamente dos aproximaciones básicas para estimar la PPNA, la primera, a través de cosechas de biomasa y la segunda, a través de información obtenida de sensores remotos. Desarrollan los conceptos básicos que fundamentan las distintas estimaciones de la PPNA y en particular la tecnología de seguimiento de la PPNA mediante la teledetección. Oyarzábal *et al.* (Capítulo VIII) profundizan en los fundamentos y aproximaciones metodológicas para estimar uno de los parámetros del modelo biofísico de estimación de la PPNA a través de información satelital, la Eficiencia en el Uso de la Radiación (EUR). En el Capítulo IX Paruelo *et al.,* detallan el funcionamiento del sistema de seguimiento forrajero y analizan sus aplicaciones. Para ello desarrollan la implementación del sistema piloto para Uruguay y las aplicaciones de la información obtenida a través del sistema de seguimiento forrajero. Éstas son fundamentalmente la capacidad de realizar el análisis del sistema ganadero, del balance y presupuesto forrajero, de brindar información para la toma de decisiones de corto plazo sobre ocupación de potreros y evaluar el impacto de variables ambientales y de manejo sobre la productividad forrajera y la provisión de servicios ecosistémicos. Un caso particular de aplicación es desarrollado por Soca *et al.,* en el Capítulo X. El sistema de seguimiento forrajero genera un gran volumen de información básica para el manejo racional, en base a datos objetivos, de sistemas de producción ganaderos. La cuantificación rutinaria, con paso mensual, de la producción de forraje de cada potrero de cada establecimiento tiene aplicación práctica directa. Permite evaluar el impacto que tienen ciertas prácticas de manejo de la relación planta-animal, sobre la producción de forraje y variables que definen el estado del sistema de producción animal (estado corporal y peso vivo).

Otros tres capítulos vinculan los aspectos de la estructura de la vegetación con sus atributos funcionales. Baeza *et al.* (Capítulo XI) analizan el funcionamiento de los pastizales uruguayos mediante el análisis de series temporales de imágenes de satélite, tanto de áreas piloto correspondientes a las diferentes unidades geomorfológicas del Uruguay, como también de las unidades de pastizal definidas para la Cuesta

basáltica. Esta información puede utilizarse para la definición y monitoreo de áreas protegidas y para el manejo de sistemas productivos.

Este proyecto ha generado conocimiento acerca del potencial de crecimiento de las especies nativas. Usualmente los mejoramientos se practican con especies introducidas que no siempre tienen éxito e ignoramos sus impactos sobre la biodiversidad. Esto limita la promoción de especies nativas con valor agronómico y su domesticación para ser introducidas en ambientes degradados y así promover una productividad alta y la conservación de la biodiversidad. Un aspecto explorado en el proyecto fueron los mecanismos a través de los cuales el pastoreo modifica la PPNA de los pastizales usando ensayos en invernáculo en donde se cuantificaron las Tasas de Crecimiento Relativas (TCRs) y un conjunto de atributos morfofisiológicos asociados, en especies de gramíneas nativas de importancia forrajera. En el capítulo XII Leoni y Altesor sintetizan parte de los resultados obtenidos en estos ensayos y se evidencia que los atributos individuales de las especies pueden explicar los patrones de productividad observados a otros niveles jerárquicos, como el nivel ecosistémico.

Otros aportes en relación a los mecanismos que explican la productividad de la vegetación, se presentan en el capítulo de Pezzani *et al.,* (Capítulo XIII). Allí se aborda un tema particularmente relevante en nuestros pastizales, el análisis del efecto de la presencia de arbustos (*Eupatorium buniifolium*) sobre las ganancias de carbono del estrato herbáceo. La mayor parte de los esfuerzos hasta ahora han sido dedicados a técnicas de erradicación y control de las chircas, sin embargo poco se ha documentado acerca de sus efectos sobre la productividad del pastizal.

El sistema de producción tradicional de las zonas de estudio se basa principalmente en pastoreo del campo natural de forma extensiva. La ganadería uruguaya no ha avanzado en cuanto a su desarrollo a tasas acordes con las tecnologías disponibles. La degradación del campo natural en conjunto con otras variables macro-económicas ha reducido sustancialmente la rentabilidad de estas empresas, produciéndose a su vez una acumulación de tierra en grandes establecimientos y un vaciamiento de la campaña, como lo demuestran varias investigaciones y los censos nacionales de población. En el capítulo XIV Ayala discute estos aspectos y subraya la importancia de incorporar tecnologías innovadoras y de profundizar en la investigación del campo natural. Pereira *et al.* (Capítulo XV) centran su trabajo en el análisis del funcionamiento de las empresas ganaderas y destacan la importancia del conocimiento local así como la incorporación de nuevas tecnologías para lograr el manejo adaptativo. Éste consiste en la integración del diseño, implementación, monitoreo y adaptación de una estrategia basada en la investigación y el conocimiento local para lograr un manejo sustentable de los recursos forrajeros. En el capítulo XVI, Altesor expone un marco conceptual de investigación relativamente reciente que se ha difundido gracias a que establece un vínculo explícito entre el bienestar humano y el adecuado funcionamiento de los ecosistemas. Allí se sintetizan algunos resultados básicos de la investigación ecológica realizada en el marco del Proyecto FPTA 175 y de trabajos anteriores, que atañen al vínculo entre las propiedades ecosistémicas y los servicios brindados por los pastizales naturales a la sociedad.

Como en todo proyecto de investigación original quedan más preguntas que respuestas y el curso de los trabajos se modifica según la dialéctica que plantean los resultados que se van obteniendo y los aportes externos. Esto dio lugar a que algunos objetivos ganaran más importancia que otros. Un aspecto central en la dinámica de un proyecto de investigación está asociado a la participación de estudiantes. Su incorporación al proyecto no sólo lo potencia y fortalece sino que lo cuestiona y ayuda a reencauzarlo. En el marco de este proyecto se desarrolló el trabajo experimental de una tesis de Doctorado, tres de Maestría y cinco tesis de grado.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los dueños, Guillermo y Mabel Macció y a Lucero, el encargado del Establecimiento «El Relincho» por su hospitalidad y apoyo que hicieron posible la realización de los experimentos de campo. A la Estación experimental de INIA Treinta y Tres donde realizamos los talleres de difusión de este Proyecto. Al Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección de la Facultad de Agronomía de la UBA que nos apoyaron en el procesamiento de las imágenes, especialmente a María Dolores Arocena por su capacidad de tornar simple cualquier dificultad y a Marcos Texeira por su apoyo en el análisis de datos. Al equipo de trabajo del grupo Ecología de Pastizales del Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales de la Facultad de Ciencias, a Beatriz Costa quien colaboró en el trabajo de campo y en la labor editorial, a los estudiantes que realizaron sus tesis de Maestría y/o Licenciatura en el marco de este Proyecto y que además colaboraron solidariamente con el trabajo de campo y de gabinete del resto del equipo: Ana Laura Mello, Luis López, Gastón Fernández, Gerardo Parodi, Andrés Rossado y Anaclara Guido, quien además colaboró generosamente en el trabajo editorial de este libro. También queremos expresar nuestro agradecimiento a las otras instituciones nacionales (Plan Agropecuario, SUL, Facultad de Agronomía) que también formaron parte de este proyecto y harán suyo este material para su difusión entre técnicos y estudiantes. En particular agradecemos al Ing. Agr. Daniel Formoso y al Ing. Agr. Italo Malaquin por sus aportes, opiniones y críticas durante la realización del proyecto. Al Prof. Daniel Panario por compartir con nosotros su conocimiento y experiencia de campo.

Alice Altesor y José Paruelo

CONTENIDO

Pág.

Capítulo I.

DESCRIPCIÓN DE LA HETEROGENEIDAD FLORÍSTICA DE LAS PRINCIPALES REGIONES GEOMORFOLÓGICAS DE URUGUAY 15

Lezama, F.; Altesor, A.; Pereira, M. y Paruelo, J.M.

Capítulo II.

CARTOGRAFÍA DE LOS PASTIZALES NATURALES EN LAS REGIONES GEOMORFÓLOGICAS DE URUGUAY PREDOMINANTEMENTE GANADERAS 33

Baeza, S.; Gallego, F.; Lezama, F.; Altesor, A. y Paruelo J.M.

Capítulo III.

CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y SU IMPORTANCIA EN SISTEMAS GANADEROS EXTENSIVOS 55

Perelman S. B. y León R. J. C.

Capítulo IV.

CAMBIOS ESTRUCTURALES EN LOS PASTIZALES ASOCIADOS A LA GANADERÍA 69

Rodríguez, C. y Cayssials, V.

Capítulo V.

IMPACTOS DE LA GANADERIA SOBRE LA DINAMICA DEL C Y N EN LOS PASTIZALES DEL RÍO DE LA PLATA 79

Piñeiro, G.

Capítulo VI.

LA MACROFAUNA DEL SUELO Y SU RELACIÓN CON LA HETEROGENEIDAD FLORÍSTICA 97

Zerbino, M.S.

Capítulo VII.

ESTIMACIÓN DE LA PRODUCTIVIDAD PRIMARIA NETA AÉREA A PARTIR DE DIFERENCIAS DE BIOMASA Y DE INTEGRACIÓN DE LA RADIACIÓN ABSORBIDA 113

Oesterheld, M.; Paruelo, J. M. y Oyarzabal, M.

Capítulo VIII.

¿CÓMO ESTIMAR LA EFICIENCIA EN EL USO DE LA RADIACIÓN MEDIANTE SENSORES REMOTOS Y COSECHAS DE BIOMASA? 121

Oyarzabal M.; Oesterheld, M. y Grigera, G.

Pág.

Capítulo IX.

EL SEGUIMIENTO DE LOS RECURSOS FORRAJEROS MEDIANTE SENSORES REMOTOS: BASES Y APLICACIONES 135

Paruelo, J.M.; Oyarzabal, M. y Oesterheld, M.

Capítulo X.

VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA PRODUCCIÓN PRIMARIA NETA AEREA COMO DETERMINANTE DE LA PRODUCCIÓN GANADERA: EXPERIENCIAS LOCALES 147

Soca, P.; Do Carmo, M.; Urchipia, A. y Claramunt, M.

Capítulo XI.

CARACTERIZACIÓN FUNCIONAL EN PASTIZALES Y SUS APLICACIONES EN URUGUAY 163

Baeza, S.; Paruelo, J.M. y Lezama, F.

Capítulo XII.

LOS PATRONES Y PROCESOS ECOLÓGICOS SE RELACIONAN A DIFERENTES NIVELES: ATRIBUTOS INDIVIDUALES DE LAS ESPECIES EXPLICAN PATRONES DE PRODUCTIVIDAD DEL ECOSISTEMA 183

Leoni, E. y Altesor, A.

Capítulo XIII.

EFECTO DE LOS ARBUSTOS SOBRE EL ESTRATO HERBÁCEO DE PASTIZALES 195

Pezzani, F.; Baeza, S. y Paruelo, J.M.

Capítulo XIV.

LOS DESAFÍOS TECNOLÓGICOS DE LA GANADERÍA EN LOS PASTIZALES DEL RÍO DE LA PLATA 209

Ayala, W.

Capítulo XV.

LOS DESAFÍOS DE LA ADOPCIÓN DE TECNOLOGÍA EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN GANADERA EXTENSIVA 215

Pereira Machín, M.; Morales Grosskopf, H. y Bartaburu Mazzarino, D.

Capítulo XVI.

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS PASTIZALES NATURALES 221

Altesor, A.

Lezama, F.[1,2]; Altesor, A.[3]; Pereira, M.[4], y Paruelo, J.[3,5]

[1]Estación Experimental INIA Treinta Tres. felipe.lezama@gmail.com
[2]Unidad de Sistemas ambientales, Facultad de Agronomía, UDELAR.
[3]Grupo Ecología de Pastizales (GEP). Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UDELAR.
[4]Técnico regional litoral norte. Instituto Plan Agropecuario.
[5]Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección, IFEVA, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, CONICET.

CAPÍTULO I. Descripción de la heterogeneidad florística en los pastizales naturales de las principales regiones geomorfológicas de Uruguay

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

En este trabajo se describe la heterogeneidad florística de los pastizales naturales de una importante porción del territorio uruguayo. Las caracterizaciones de la vegetación corresponden a cuatro regiones geomorfológicas eminentemente ganaderas: Cuesta Basáltica, Región Centro-Sur, Sierras del Este y Cuenca Sedimentaria del Noreste. Para cada región se identificaron unidades de vegetación, ensamblajes de especies asociadas a diferentes posiciones macro topográficas y con fisonomías distintivas, y para cada unidad un conjunto de especies indicadoras. Dentro de cada región, la variación florística estuvo fuertemente asociada a la variación macro topográfica y edáfica que ocurre a escala de paisaje. Los resultados obtenidos apoyan las regionalizaciones previas realizadas a partir de criterios básicamente edafológicos y productivos. Estas descripciones proporcionan información a la escala de unidad de manejo y representan un insumo para manejar de un modo objetivo y racional los sistemas de producción ganaderos.

INTRODUCCIÓN

El territorio uruguayo está comprendido en su totalidad en la región de los pastizales del Río de la Plata, una de las zonas de pastizales determinados climáticamente más extensas del mundo (Figura 1). Dentro de la región ocurre una fuerte variación en el clima a la cual se asocian importantes cambios fisonómicos y/o florísticos. En la subdivisión de la región el Uruguay está abarcado por las subzonas de los Campos del Sur y Campos del Norte, caracterizadas por la elevada importancia relativa de gramíneas C4 y especies leñosas (León *et al.,* 1992).

A escalas locales, con alta resolución espacial, los pastizales naturales del Uruguay exhiben una alta diversidad. Varios trabajos reportan para pequeñas áreas riquezas elevadas del orden de las decenas de especies en 1 m^2 (Rosengurtt 1943, Altesor, *et al.,* 1999, Texeira y Altesor 2009). A estas escalas la heterogeneidad ha sido relacionada fundamentalmente a la micro heterogeneidad ambiental, las interacciones entre especies, las formas de vida y las estrategias de colonización espacial (Rosengurtt 1943, Altesor *et al.,* 1999).

A escala nacional, las regiones geomorfológicas y geológicas han sido

Figura 1. Pastizales del Río de la Plata y sus subregiones: A. Pampa Ondulada, B. Pampa Interior, C. Pampa Austral, D. Pampa Inundable, E. Pampa Mesopotámica, F. Campos del Sur, G. Campos del Norte. Tomado de León (1992).

identificadas como grandes unidades de vegetación (Rosengurtt, 1944) (Chebataroff, 1969). No obstante, las descripciones de los pastizales a esta escala son escasas, fragmentarias y mayormente carentes de respaldos documentados (Termezana, 1978, Más, 1978, Millot *et al.,* 1988).

Además de la importancia de la comprensión de los patrones de vegetación y sus controles a escala regional desde el punto de vista teórico, disponer de descripciones con este nivel de definición es especialmente relevante por sus implicancias aplicadas. Estas descripciones proporcionan información a la escala de unidad de manejo y son un requisito indispensable para la toma de decisiones de un modo objetivo y racional en los sistemas de producción ganaderos (Paruelo *et al.,* 2004).

En este trabajo se describe la heterogeneidad de los pastizales naturales en cuanto a sus características fisonómicas, composición de especies y controles ambientales de cuatro regiones geomorfológicas eminentemente ganaderas extensivas: la Cuesta Basáltica, la Región Centro Sur, la Región Sierras del Este y la Cuenca Sedimentaria del Noreste. Distintas propuestas de regionalización concuerdan en alto grado en las delimitaciones de estas regiones e identifican diferencias entre ellas desde el punto de vista del uso del suelo (Termezana, 1978, Más, 1978, Millot *et al.,* 1987), los tipos de suelos dominantes (Altamirano *et al.,* 1976), la geología (Bossi y Navarro 1988) y el funcionamiento ecosistémico (Baeza *et al.,* 2006). En este trabajo seguimos la propuesta de zonificación geomorfológica y las denominaciones de las regiones de Panario (1988). El trabajo conforma una síntesis de información obtenida por el grupo de trabajo durante los últimos cinco años y la generada en el marco del Proyecto FPTA-175. Un objetivo particular del presente trabajo es poner a disposición de técnicos descripciones detalladas de la heterogeneidad de los pastizales naturales en forma accesible para su utilización a campo.

Caja 1.

Acerca del término «*comunidad*»:

El término comunidad en ecología vegetal se emplea usualmente en un sentido operativo para denominar un conjunto de plantas coexistentes en un área, pero también reciben el nombre de comunidad vegetal los tipos abstractos que resultan de la clasificación de la vegetación. Según esta acepción, utilizada especialmente en fitosociología, las comunidades son combinaciones de especies que coinciden en su ocurrencia en ambientes semejantes.

Heterogeneidad florística: Variación en la composición de especies de un punto a otro en el espacio.

Stands: Parches de vegetación tratados como unidades con fines descriptivos, reúnen el requisito de homogeneidad estructural y ambiental.

MÉTODOS

Área de estudio

Este trabajo abarcó áreas de relevamiento comprendidas en cuatro regiones geomorfológicas diferentes: Cuesta Basáltica, Región Centro-Sur, Sierras del Este y Cuenca Sedimentaria del Noreste (Panario, 1988). La región de la Cuesta Basáltica abarca aproximadamente el 21% del territorio nacional (3,5 millones de hectáreas), y contiene suelos formados predominantemente a partir de materiales de la Formación Arapey (Bossi y Navarro, 1988). De acuerdo a criterios edafológicos y productivos se distinguen dos subregiones: Basalto superficial y Basalto profundo (Millot *et al.,* 1987). La primera subregión presenta relieve de colinas y lomadas, en tanto que la segunda contiene además serranías y quebradas. Los pastizales naturales constituyen el tipo de vegetación dominante ocupando entre el 80 y el 95% de la superficie. En base a éstos se desarrolla la ganadería extensiva de bovinos y ovinos como la actividad principal de la región (MGAP, 2000).

La región Centro-Sur del Uruguay, con una superficie aproximada de 2,25 millones de hectáreas, se caracteriza por presentar un relieve ondulado con predominancia de lomas irregulares de formas redondeadas, y por comprender suelos superficiales y profundos sobre basamento cristalino y sedimentos cuaternarios (Panario, 1988, Millot *et al.,*1987). Si bien la región presenta un alto porcentaje de suelos con aptitud agrícola, posee aún importantes áreas de pastizales naturales dedicadas a la ganadería extensiva. Los porcentajes mayores de campo natural de la región se encuentran en su sector noreste, en el entorno del 90%, y los menores en el sector suroeste, en el entorno del 50% (MGAP, 2000)

La región de Sierras del Este e Isla Cristalina de Rivera, conforma un conjunto de elevaciones con una dirección SW-NE, y representa la región con mayor energía de relieve del territorio uruguayo. Comprende una amplia variedad de materiales geológicos (Ectinitas, Migmatitas, granitos, basaltos, entre otros). Asimismo comprende una gran diversidad de tipos de suelos, predominando los superficiales y muy superficiales con alto contenido de gravilla y pedregosos. Esta región, con una superficie aproximada de 2,5 millones de hectáreas, corresponde al 14,4% del territorio nacional (Panario, 1988). Los pastizales y pastizales arbustivos naturales son las formaciones vegetales dominantes en la región (aproximadamente un 90%) (Ferreira, 2001), aunque localmente pueden adquirir importancia en términos de superficie arbustales y bosques. La ganadería extensiva de bovinos y ovinos es la actividad preponderante en la región, con cifras de dotaciones entre las más altas del país (Ferreira, 2001).

La Cuenca Sedimentaria del Noreste comprende aproximadamente 2,5 millones de hectáreas, lo que representa alrededor del 14,5% de la superficie del país. En la región está representada una amplia variedad de materiales geológicos y suelos asociados, desde suelos areno-

sos originados a partir de las Formaciones Tacuarembó o San Gregorio - Tres Islas hasta suelos arcillosos desarrollados sobre Formación Yaguarí. Desde el punto de vista del relieve está compuesta principalmente por lomadas fuertes y colinas con suelos profundos. Los pastizales naturales ocupan aproximadamente el 85% de la superficie de la región (Ferreira, 2001). El uso predominante actualmente es la ganadería extensiva, aunque existe una tendencia creciente en la importancia de la agricultura y la forestación.

Obtención de los datos

Los relevamientos se orientaron sobre la base de las cartas de suelos escala 1:1.000.000 y 1:50.000 del MGAP (Altamirano *et al.,* 1976), contemplando abarcar las unidades de suelo más representativas de cada región en términos de superficie.

El muestreo de vegetación se realizó de acuerdo al método relevé (Mueller - Dombois y Ellenberg, 1974). Se seleccionaron preferencialmente stands de manera de abarcar todo el rango de variación fisionómica percibido en los trayectos recorridos. Se localizaron cuadrados de 25-100 m^2 en áreas centrales de los stands seleccionados y se registraron todas las especies presentes en los mismos. A cada especie se le asignó un valor de cobertura –abundancia siguiendo la escala de Braun-Blanquet (1950). La lista de especies fue completada con el registro de nuevas especies encontradas en una amplia recorrida del stand.

A su vez se describió macro y microtopográficamente cada stand, registrando la exposición y la pendiente máxima. La rocosidad, pedregosidad, cobertura vegetal y porcentaje de suelo desnudo fueron variables estimadas visualmente. El censo incluyó además una apreciación de la fisonomía del stand, generalmente determinado por las especies dominantes, una estimación del tamaño del mismo, y su georeferenciación mediante un dispositivo de geoposicionamiento satelital.

La totalidad de los censos se realizaron en campos sometidos a pastoreo de herbívoros domésticos y fueron evitadas áreas con alto grado de perturbación (por ejemplo los dormideros de ovejas) y campos con siembras en cobertura.

Los relevamientos se llevaron a cabo entre los años 2001 y 2009, durante los meses de noviembre y diciembre, período del año en el cual la mayoría de las especies presentan estructuras reproductivas que permiten su identificación.

Análisis de datos

Los datos florísticos se reunieron en matrices de especies x censos para cada región, las cuales fueron analizadas mediante procedimientos de análisis multivariados de clasificación y ordenación. Las unidades de vegetación se identificaron mediante la combinación de análisis de clasificación jerárquico y análisis de especies indicadoras. Los análisis de clasificación se realizaron empleando el método de Ward como algoritmo de fusión y el índice de Jaccard como medida de distancia (McCune y Mefford, 1999).

Se utilizó Análisis de Escalamiento Multidimensional No-métrico (NMDS) para detectar los ejes principales de variación florística de la matriz con la totalidad de los censos. La matriz de distancias utilizada en el NMDS se construyó mediante la medida de distancia de Jaccard. Para este análisis fue seleccionado el modo autopilot (Pcord4), como procedimiento de corridas múltiples, elección de mejor solución para cada dimensionalidad y test de significancia (McCune y Mefford, 1999). Los centroides de las unidades de pastizal de las distintas regiones fueron representados en el diagrama de ordenación permitiendo interpretar si las fuentes de variación principales eran de escala local o regional. Los análisis estadísticos fueron llevados a cabo con el software PC-ORD.4 (McCune y Mefford, 1999).

Previamente a los análisis multivariados fueron removidas de las matrices florísticas las especies con una constancia menor al 5% con el propósito de reducir el ruido (Gauch, 1982). Asimismo, debido a que las técnicas multivariadas son afectadas fuertemente por la presencia de «outliers», previamente al empleo de éstas se realizó un análisis para su detección. Se consideraron «outliers» aquellas especies o censos

cuyos promedios de distancia se apartaron más de dos desviaciones estándar de la media de los promedios de distancia (McCune y Mefford, 1999).

Las especies registradas se asignaron a distintas categorías de tipos funcionales de plantas (TFP) para facilitar la interpretación de los patrones florísticos detectados. Los TFP utilizados fueron: graminoides, gramíneas estivales, gramíneas invernales, hierbas y arbustos.

Las unidades de pastizales identificadas fueron caracterizadas en términos de su composición de tipos funcionales de plantas, especies indicadoras, especies dominantes, fisonomía y su relación con características del suelo y la geomorfología.

Se recabó información acerca de la distribución de las especies registradas por consulta bibliográfica (Rosengurtt *et. al.*,1970, Izaguirre y Beyhaut, 1998) y herbarios (MVFA) y se examinó la contribución de especies de distribución restringida a los listados de las distintas regiones.

RESULTADOS

Cuesta Basáltica

Se realizaron 80 censos distribuidos a través de las zonas de Basalto Superficial y Profundo, abarcando las unidades cartográficas de suelo Cuchilla de Haedo- Paso de los Toros, Queguay Chico, Itapebí – Tres Árboles y Curtina.

Las especies más frecuentes en el conjunto de relevamientos fueron *Dichondra serícea, Plantago myosurus, Vulpia australis, Briza subaristata* y *Sisyrinchium sp.* La familia más numerosa fue Poaceae con 78 especies, seguida de Asteraceae con 44 especies. Los géneros más representados en número de especies fueron: *Stipa* (8), *Paspalum* (7), *Aristida* (7), *Conyza* (5) y *Piptochaetium* (5).

Las especies exclusivas de la región registradas en los relevamientos fueron *Tridens hackelii*, *Stipa longicoronata* por *Stipa leptocoronata. Ditaxis acaulis, Ditaxis rhizantha, Lippia coarctata y Guilleminea elongata.* Todas ellas encontradas con baja frecuencia y abundancia.

El análisis de los censos permitió reconocer tres unidades principales de pastizales distribuidas a lo largo de un gradiente determinado por la profundidad del suelo, la textura, la pendiente y la forma de la pendiente (detalles en Lezama *et al.,* 2006). Las unidades principales fueron cartografiadas y caracterizadas funcionalmente a través del uso de sensores remotos (Baeza *et al.,* 2009, Baeza *et al.,* 2011 este número).

La Unidad **B- I** presenta a *Piptochaetium montevidense*, *Richardia humistrata y Baccharis coridifolia* como las especies con mayor valor indicador (Cuadro 1). La cobertura vegetal de esta unidad se compone fundamentalmente de *Baccharis coridifolia* y *Piptochaetium montevidense*. Se ubica preferentemente sobre laderas de colinas y lomadas fuertes así como laderas escarpadas de sierras y áreas altas convexas de colinas y sierras. Está asociada a suelos superficiales caracterizados por presentar una profundidad en el entorno de los 30 cm, y exhibir con frecuencia pedregosidad y rocosidad en superficie.

Las gramíneas estivales son el componente funcional principal de estos pastizales, seguido por gramíneas invernales y hierbas (Figura 2). La fisonomía predominante es de un mosaico de parches de dos alturas, un estrato bajo de 5-10 cm constituido por gramíneas bajas y hierbas y un estrato de 30 cm de gramíneas erectas y arbustos bajos.

La Unidad **B-II** presenta a *Hordeum pusillum, Selaginella sellowii* y *Portulaca papulosa* como las principales especies indicadoras (Cuadro 1), y la cobertura está dominada por *Selaginella sellowii* y *Microchloa indica*. Está asociada a sitios planos de exportación de materiales en posiciones altas y medias del paisaje, con altos porcentajes de pedregosidad y rocosidad en superficie (Figura 3). La fisonomía consiste en un solo estrato herbáceo distribuido como un mosaico intrincado de parches y afloramientos rocosos. Desde el punto de vista funcional está dominada por *S. sellowii* y gramíneas estivales (Figura 2).

La unidad **B-III** está indicada principalmente por *Paspalum dilatatum*, *Panicum hians* y *Coelorhachis selloana* (Cuadro 1), y las especies con mayores

Cuadro 1. Tablas de dos vías representando los valores indicadores de las especies para las unidades de pastizal de la Cuesta Basáltica. Se indican los cinco taxa con mayores valores indicadores para cada unidad.

	B - I	B - II	B - III
Piptochaetium montevidense	**92**		4
Richardia humistrata	**88**	2	
Baccharis coridifolia	**81**		8
Botriochloa laguroides	**81**		1
Wahlenbergia linarioides	**80**		3
Hordeum pusillum		**89**	5
Selaginella sellowii	12	**85**	
Portulaca papulosa		**83**	
Euphorbia af. pampeana		**82**	
Bulbostylis sp.	11	**79**	
Paspalum dilatatum			**95**
Panicum hians	2		**92**
Coelorhachis selloana	2		**92**
Scutellaria racemosa			**80**
Mecardonia montevidensis		3	**79**

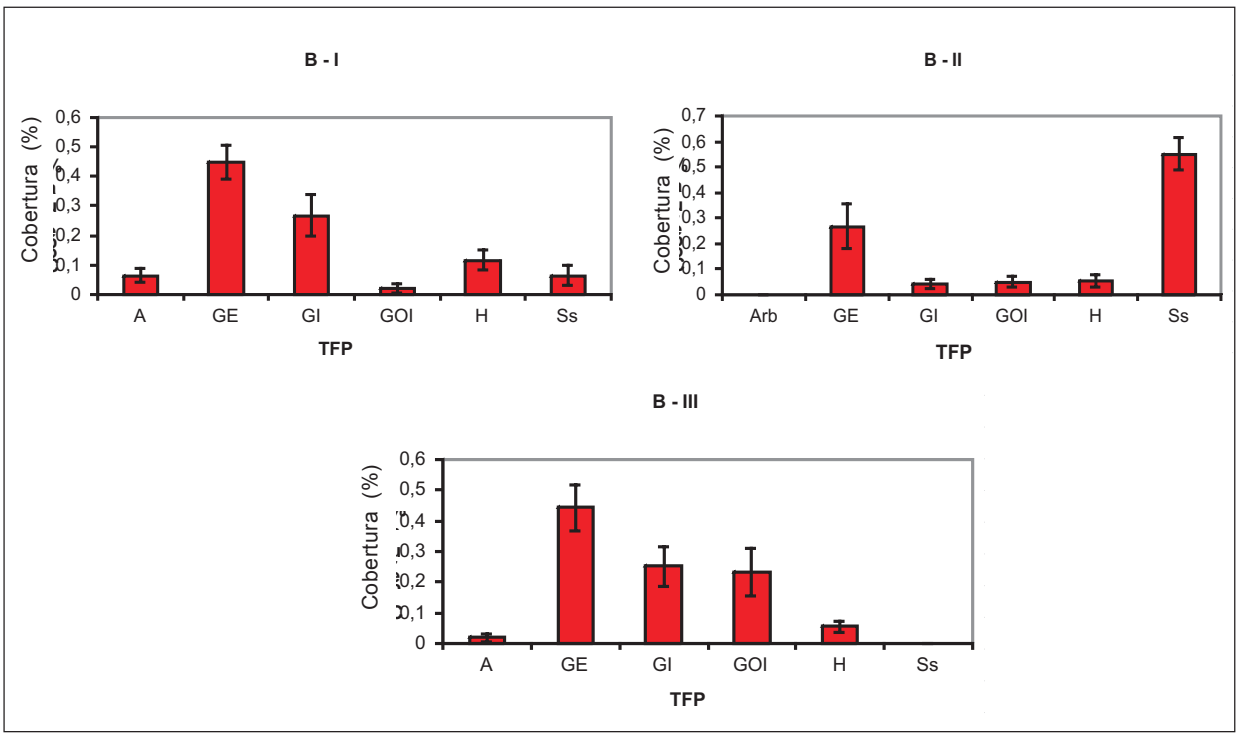


Figura 2. Cobertura relativa de los Tipos Funcionales de Plantas (promedio, ± E.E.) correspondiente a las distintas unidades de pastizal de la Cuesta Basáltica. A= Arbustos, GE= Gramíneas Estivales, GI= Gramíneas Invernales, Goi= Graminoides, H= Hierbas, Ss= S. sellowii.

valores de cobertura en esta unidad son *Panicum hians* y *Axonopus affinis*. Se ubica preferentemente sobre laderas plano cóncavas con pendientes menores, y en valles y en interfluvios tabulares. Está asociada a suelos de profundidad media y alta (mayores a 50 cm), correspondientes las categorías de suelos asociados y accesorios de las unidades CH- PT y QCh. Los tipos funcionales de plantas son, en orden de importancia: gramíneas estivales, gramíneas invernales y graminoides (Figura 2). Fisonómicamente la unidad B-III consiste en un pastizal con dos estratos: un césped de graminoides y gramíneas postradas y un estrato de 30 cm de gramíneas erectas.

La cartografía de una amplia porción de la región, abarcando las subzonas de basalto profundo y superficial, asignó un 91% de la superficie a pastizales naturales. En cuanto a la importancia relativa en términos de superficie de cada unidad de pastizal, la unidad BIII correspondió al 55,7% del área mapeada y las unidades BI y BII en conjunto al 35,8% (ver Baeza *et al.,* 2011 este número).

Región Centro-Sur

Se realizaron 54 censos distribuidos por las unidades de suelo San Gabriel – Guaycurú, La Carolina y Sierra de Mahoma. De un total de 285 especies registradas en los relevamientos el 32% corresponde a la familia Poaceae y el 20% a la familia Asteraceae. Las especies con mayor ocurrencia en el conjunto de censos son: *Paspalum notatum, Alophia lahue, Bothriochloa laguroides, Dichondra sericea* y *Briza minor*. Los géneros más importantes en número de especies son Stipa (7), Aristida (6), Baccharis (6), Paspalum (6). En los relevamientos no se registró ninguna especie exclusiva de la región.

A partir del análisis numérico de los censos se identificaron tres unidades de pastizales con características fisonómicas distintivas que sirvieron como base para la cartografía de coberturas del suelo de una porción importante de la región (Gallego, *et al.,* 2008).

La Unidad **CS-I**, está indicada por *Coelorhachis selloana, Eryngium nudicaule* y *Apium leptophyllum* (Cuadro 2), y

Figura 3. Paisaje de colinas basálticas con stand de Unidad B – II en primer plano. Cuchilla del Fuego, Paysandú.

presenta como especies más importantes en términos de cobertura a *Paspalum notatum* y *Axonopus affinis*. La fisonomía está caracterizada por un estrato de 30 cm de altura dominado por subarbustos y un estrato bajo de 5 cm. dominado por gramíneas postradas. Forma pastizales de alta cobertura vegetal, y desde el punto de vista funcional presentan un claro predominio de gramíneas estivales (Figura 4). Se desarrolla en distintas posiciones topográficas; laderas, áreas altas convexas, de pendiente leve a moderada. Se encuentra distribuida por las tres unidades de suelo relevadas. La cartografía ubicó a este tipo de pastizales como segundo más importante en superficie en la región con un 22,5% (Gallego *et al.,* 2008).

La Unidad **CS-II**, está indicada por *Aristida venustula, Piptochaetium montevidense y Evolvolus sericeus* (Cuadro 2). Las especies de mayor importancia en términos de cobertura son *Paspalum notatum* y *Piptochaetium montevidense*. Está asociada a domos y laderas con presencia de pedregosidad y/o rocosidad en superficie y pendientes moderadas y altas. Presenta generalmente un solo estrato herbáceo abierto de 5 cm de altura, constituido fundamentalmente por gramíneas estivales (Figura 4). Se registra ocupando superficies reducidas en las unidades de suelo de San Gabriel - Guaycurú y Sierra de Mahoma. Aproximadamente el 7% del área cartografiada correspondió a esta unidad (Gallego *et al.,* 2008).

Cuadro 2. Tablas de dos vías representando los valores indicadores de las especies para las unidades de pastizal de la Región Centro Sur. Se indican los cinco taxa con mayores valores indicadores para cada unidad.

	CS - I	CS - II	CS - III
Coelorachis selloana	**82**	1	10
Eryngium nudicaule	**82**	2	5
Apium leptophyllum	**69**	2	8
Paspalum notatum	**63**	20	16
Bothriochloa laguroides	**59**	17	10
Aristida venustula	4	**92**	
Piptochaetium montevidense	10	**83**	2
Evolvulus sericeus	4	**80**	1
Schizachyrium spicatum	4	**79**	
Helianthemum brasiliense	3	**77**	
Lolium multiflorum	2		**91**
Stipa charruana	19		**74**
Cynodon dactylon	2		**66**
Paspalum dilatatum	18		**58**
Piptochaetium bicolor	3		**57**

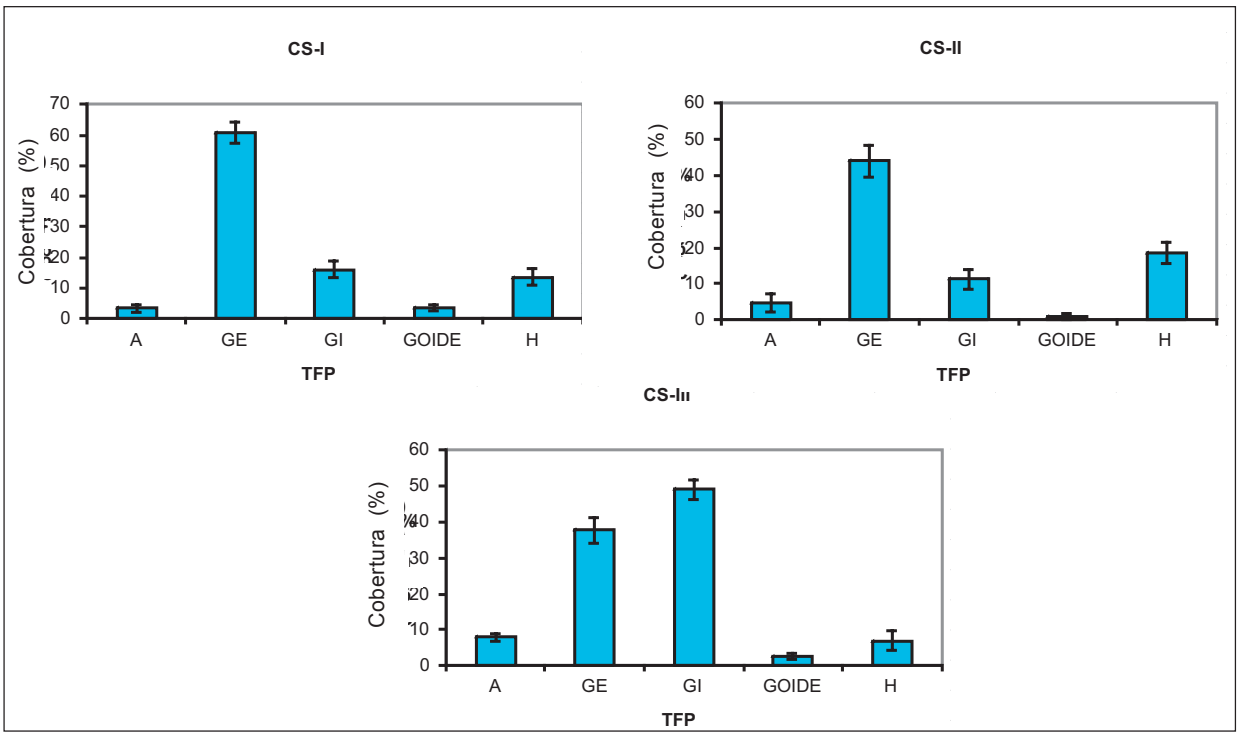


Figura 4. Cobertura relativa de los Tipos Funcionales de Plantas (promedio, ± E.E.) correspondiente a las distintas unidades de pastizal de la Región Centro Sur. A= Arbustos, GE= Gramíneas Estivales, GI= Gramíneas Invernales,Goi= Graminoides, H= Hierbas.

La Unidad **CS-III**, indicada por *Lolium multiflorum, Stipa charruana* y *Cynodon dactylon* (Cuadro 2), y presenta a *Stipa charruana* y *Paspalum dilatatum* como las especies más importantes en cuanto a su contribución en cobertura. En la mayoría de los casos presenta un estrato de 30 cm de altura dominado por gramíneas erectas y un estrato bajo de 5 cm dominado por gramíneas postradas. Representa pastizales con alta cobertura vegetal y predominio neto de gramíneas invernales (Figura 4). Forma stands extensos sobre planicies altas y laderas altas con pendiente leve a moderada de las unidades de suelos San Gabriel-Guaycurú y La Carolina (Figura 5). Representa la unidad de pastizales dominante en la región, correspondiéndole alrededor del 37%, del área mapeada (Gallego *et al.,* 2008).

Figura 5. Colinas de la Región Centro – Sur, stand de Unidad CS-III dominado por *Stipa charruana* y *Paspalum quadrifarium*. Proximidades de Pintado, Florida.

Sierras del Este

Se realizaron relevamientos abarcando las principales unidades de suelo de la región: Sierra de Polanco, Cerro Chato, Sierra de Aiguá, Santa Clara y José Pedro Varela. Se registraron aproximadamente 350 especies, siendo las familias más numerosas Poaceae y Asteraceae, con 114 y 61 especies respectivamente. Las especies más frecuentes en el conjunto de censos son *Piptochaetium montevidense, Richardia humistrata, Chevreulia sarmentosa, Dichondra serícea* y *Paspalum notatum.* Los géneros más representados en número de especies son *Aristida* (11), *Stipa* (11) y *Baccharis* (8). Algunas de las especies registradas listan como exclusivas de la región *Eupatorium serratum, Baccharis af. crispa, Plantago commersoniana, Aristida af. flaccida*, *Erianthecium bulbosum, Galium ostenianum.* La mayoría de estas especies son raras, excepto *Eupatorium serratum* que en el área de relevamiento de Puntas del Parao aparece en forma abundante.

El análisis numérico de 108 censos fitosociológicos permitió identificar 5 unidades principales de vegetación y 8 comunidades.

La Unidad **S-I**, está indicada primariamente por *Piptochaetium stipoides, Botriochloa laguroides y Gaudinia fragilis* (Cuadro 3). Las especies que presentan mayores valores de cobertura son *Botriochloa laguroides, Piptochaetium montevidense y Richardia humistrata.* Ocupa preferentemente áreas convexas altas y laderas suaves de colinas y lomadas. Corresponde a suelos medios y profundos, sobre las diferentes unidades de suelo abarcadas en el estudio, y es dominante en la unidad José Pedro Varela. Presenta alta cobertura vegetal del suelo, y no presenta pedregosidad ni rocosidad en la superficie. La fisonomía está caracterizada por presentar dos estratos, uno de 30 cm de subarbustos y gramíneas erectas, y otro de 5 cm de gramíneas postradas y hierbas. En cuanto a la composición por tipos funcionales, alrededor del 35% de la cobertura la componen gramíneas estivales y alrededor del 25% hierbas (Figura 6).

La unidad **S-II** está indicada principalmente por *Agenium villosum, Axonopus argentinus* y *Stylosanthes montevidensis* (Cuadro 3). Las especies de mayor importancia en cobertura son *Piptochaetium montevidense* y *Richardia humistrata*. Conforma un pastizal abierto (con alrededor del 70% del suelo con cobertura vegetal), generalmente con un estrato de 30 cm de subarbustivas y un estrato bajo de 5 cm. Se ubica sobre laderas convexas de pendiente moderada a alta,

Cuadro 3. Tablas de dos vías representando los valores indicadores de las especies para las unidades de pastizal de la Región de Sierras. Se indican los cinco taxa con mayores valores indicadores para cada unidad.

	S - I	S - II	S - III	S - IV	S - V
Piptochaetium stipoides	**64**				9
Botriochloa laguroides	**61**	2	6	2	12
Gaudinia fragilis	**47**	2	1	14	
Eryngium horridum	**45**	3	1	10	15
Stipa neesiana	**43**				32
Agenium villosum		**72**		1	
Axonopus argentinus	4	**56**		5	
Stylosanthes montevidensis	1	**55**		2	1
Stenachaenium campestre	5	**48**		2	
Aristida venustula	7	**47**		21	
Paspalum pumilum	1		**96**		
Eleocharis viridans			**77**		
Gratiola peruviana			**75**		
Hypochaeris microcephala	3		**74**		
Axonopus affinis	16		**69**		9
Stipa filifolia	1			**74**	
Eragrostis neesi	2	1		**60**	
Evolvolus sericeus	18	7		**58**	4
Galactia marginalis	4	23		**58**	1
Aira elegans	2	5		**57**	1
Baccharis articulata					**86**
Baccharis ochracea	1	3		4	**79**
Setaria vaginata	3		1	2	**49**
Stipa pauciciliata	19			2	**44**
Baccharis trimera	23	1	3	5	**43**

en posiciones variables en el paisaje, y presenta habitualmente pedregosidad y/o rocosidad en superficie. Se encuentra representada sobre diversas unidades de suelo y materiales geológicos. Desde el punto de vista funcional la cobertura vegetal está dominada por gramíneas estivales, hierbas y gramíneas invernales en proporciones semejantes (Figura 6).

La Unidad **S-III** está indicada principalmente por *Paspalum pumilum, Eleocharis viridians* y *Gratiola peruviana* (Cuadro 3), y las especies de mayor importancia en cuanto a su cobertura son *Axonopus affinis* y *Paspalum pumilum*. Ocupa ladera medias y bajas cóncavas asociadas a pequeños cursos de agua, con pendiente entre plana y moderada. Los stands de esta unidad son de superficie reducida, accesorios en el paisaje. Presenta alta cobertura vegetal, cercana al 100%. Presenta una fisonomía de dos estratos, uno de pastos altos de 50-80 cm y otro de 5 cm de gramíneas postradas y ciperáceas. El tipo funcional de gramí-

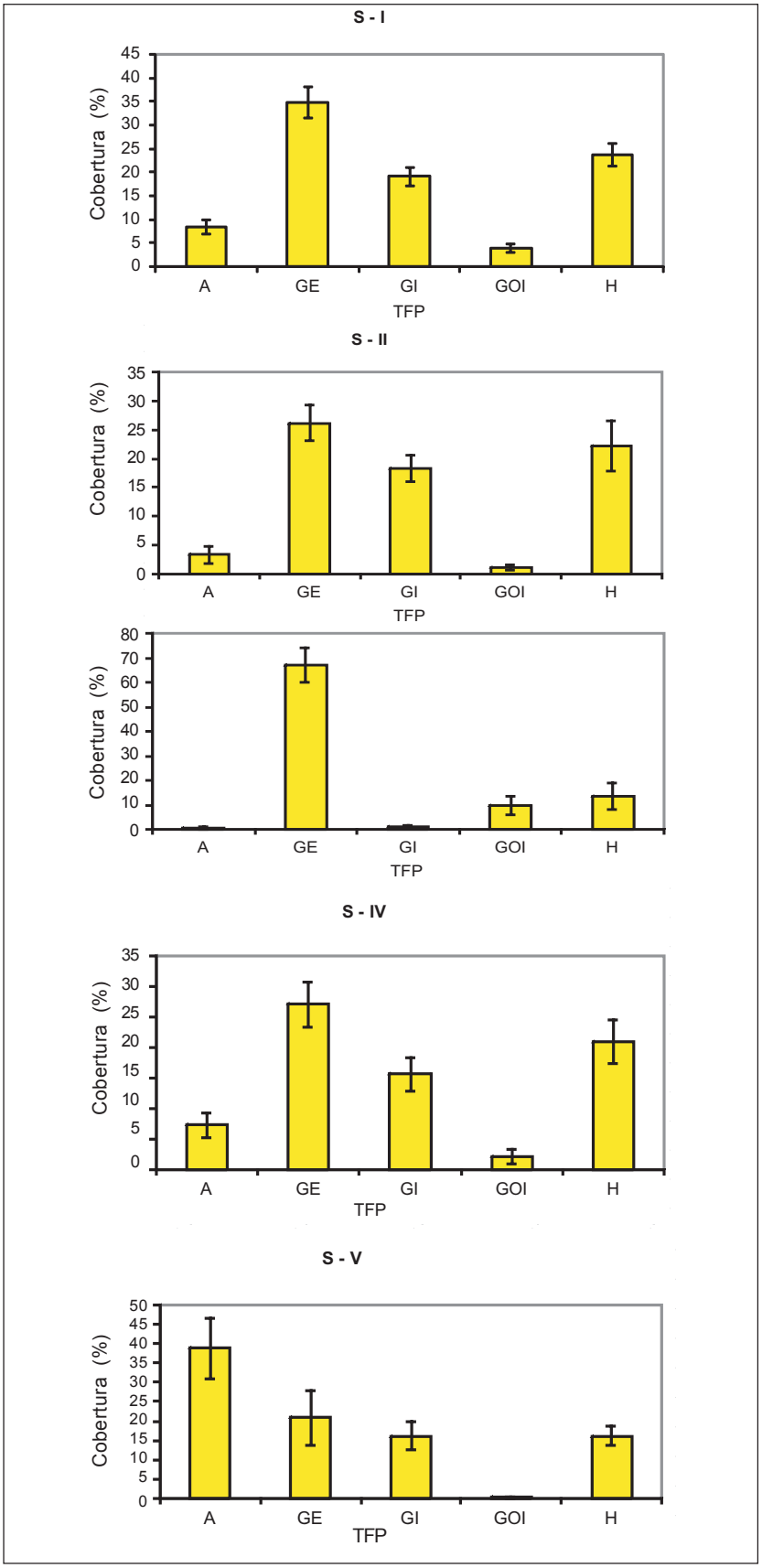


Figura 6. Cobertura relativa de los Tipos Funcionales de Plantas (promedio, ± E.E.) correspondiente a las distintas unidades de pastizal de la Región de Sierras. A= Arbustos, GE= Gramíneas Estivales, GI= Gramíneas Invernales, Goi= Graminoides, H= Hierbas.

neas estivales alcanza alrededor del 70% de cobertura promedio en esta unidad (Figura 6).

La Unidad **S-IV** está indicada por *Stipa filifolia, Eragrostis neesi* y *Evolvolus sericeus* (Cuadro 3), y las especies de mayor importancia son *Piptochaetium montevidense* y *Richardia humistrata*. Se ubica sobre suelos superficiales de laderas con pendiente variable (leve- alta) y siempre asociada con pedregosidad y rocosidad en superficie. Se encuentra distribuida sobre diversos sustratos geológicos, excepto rocas metamórficas y areniscas metamorfizadas. Fisonómicamente está caracterizada por formar un pastizal abierto, con una cobertura del suelo baja en el entorno del 70%, generalmente con un estrato de 30 cm de subarbustivas y/o gramíneas cespitosas y un estrato bajo de 5 cm de gramíneas y hierbas de pequeño porte (Figura 7). Las gramíneas estivales son el componente dominante de la cobertura vegetal, seguidas por hierbas y gramíneas invernales (Figura 6).

La Unidad **S-V** está indicada principalmente por *Baccharis articulata, Baccharis ochracea y Setaria vaginata* (Cuadro 3). Las especies de mayor contribución a la cobertura del suelo en esta unidad son *Baccharis ochraceae* y *Piptochaetium montevidense*. Ocupa áreas altas convexas y laderas medias y altas de pendientes mayormente moderadas. Forma stands extensos, dominantes en suelos medios y profundos de la unidad Sierra de Aiguá. Se encontró circunscrita a un área de relevamientos en el noreste de Treinta y Tres. La fisonomía es de un pastizal-arbustivo con dos a tres estratos y una cobertura del suelo media – alta. La altura del estrato arbustivo varía entre 30 y 100 cm, y el estrato herbáceo es bajo y compuesto por gramíneas y hierbas (Figura 6).

Figura 7. Stand de Unidad S – IV dominado por *Aristida filifolia* en los Cerros Aguirre, Rocha.

La cartografía de una vasta zona de la región le asignó a los pastizales naturales una superficie en el entorno del 90%, correspondiéndole un 48,5% a la unidad S- I y un 39,1% a las unidades S- II y S- IV (Baeza *et al.,* 2011 este número). Las unidades S – III y S – V no fueron consideradas para el mapeo por ocupar superficies pequeñas en relación a la escala de la cartografía.

Cuenca Sedimentaria del Noreste

Se realizaron 70 censos distribuidos a través de toda la región, concentrándose los relevamientos principalmente en las unidades de suelo Aparicio Saravia, Blanquillo y Manuel Oribe. Las especies más frecuentes fueron *Paspalum notatum*, *Coelorhachis selloana, Piptochaetium montevidense, Chevreulia sarmentosa* y *Dichondra sericea* y los géneros más representados en número de especies fueron *Paspalum* (7), *Stipa* (6) y *Aristida* (6).

La clasificación jerárquica permitió reconocer una estructura de dos unidades principales de pastizal y cinco comunidades.

La unidad **CSNE – I** presenta a *Aristida venustula, Aira elegans* y *Helianthemum brasiliense* como las especies más características (Cuadro 4). Se destacan por su importancia en cobertura en esta unidad *Richardia humistrata, Piptochaetium montevidense* y *Paspalum notatum.* Se ubica generalmente en laderas altas convexas y domos, con presencia en muchos casos de pedregosidad y rocosidad en la superficie. La fisonomía está caracterizada por presentar cobertura del suelo media-baja y la presencia de dos estratos, uno de 30 cm de subarbustos y gramíneas erectas, y otro de 5 cm de gramíneas postradas y hierbas. Ocurre casi exclusivamente asociada a suelos

Cuadro 4. Tablas de dos vías representando los valores indicadores de las especies para las unidades de pastizal de la Cuenca Sedimentaria del Noreste. Se indican los cinco taxa con mayores valores indicadores para cada unidad.

	CSNE - I	CSNE - II
Aristida venustula	**78**	3
Aira elegans	**74**	5
Helianthemum brasiliense	**69**	
Eragrostis neesi	**64**	21
Galactia marginalis	**62**	11
Paspalum dilatatum		**81**
Panicum hians	8	**68**
Axonopus affinis	22	**55**
Coelorachis selloana	41	**53**
Trifolium polymorphum	4	**53**

formados sobre sustratos geológicos devónicos y pérmicos de texturas gruesas. Ubicados en la porción sur de la región. El TFP dominante es el de las gramíneas estivales seguidas por hierbas y gramíneas invernales en proporciones semejantes (Figura 8).

La unidad **CSNE II** está indicada primordialmente por *Paspalum dilatatum, Panicum hians* y *Axonopus affinis* (Cuadro 4). Las especies más importantes desde el punto de vista de su cobertura son *Paspalum notatum, Axonopus affinis y Erianthus angustifolius.* Es dominante en las unidades de suelo profundos de la región, donde se encuentra ocupando varias posiciones macrotopográficas. La fisonomía corresponde a la de un pastizal denso con un estrato graminoso bajo y otro subarbustivo de 30 cm de altura (Figura 9). Respecto a la composición de TFP, es clara la dominancia de gramíneas estivales con una cobertura promedio cercana al 60%. Le siguen en orden de importancia las hierbas y las gramíneas invernales (Figura 8).

La cartografía de la región asignó aproximadamente un 70% de la superficie a la categoría de pastizales naturales. El 94,3% de éstos fue clasificado como unidad CSNE – II (un 66,2% de la superficie total) y solamente un 5,7 % a la unidad CSNE – I (ver Baeza *et al.,* 2011 este número).

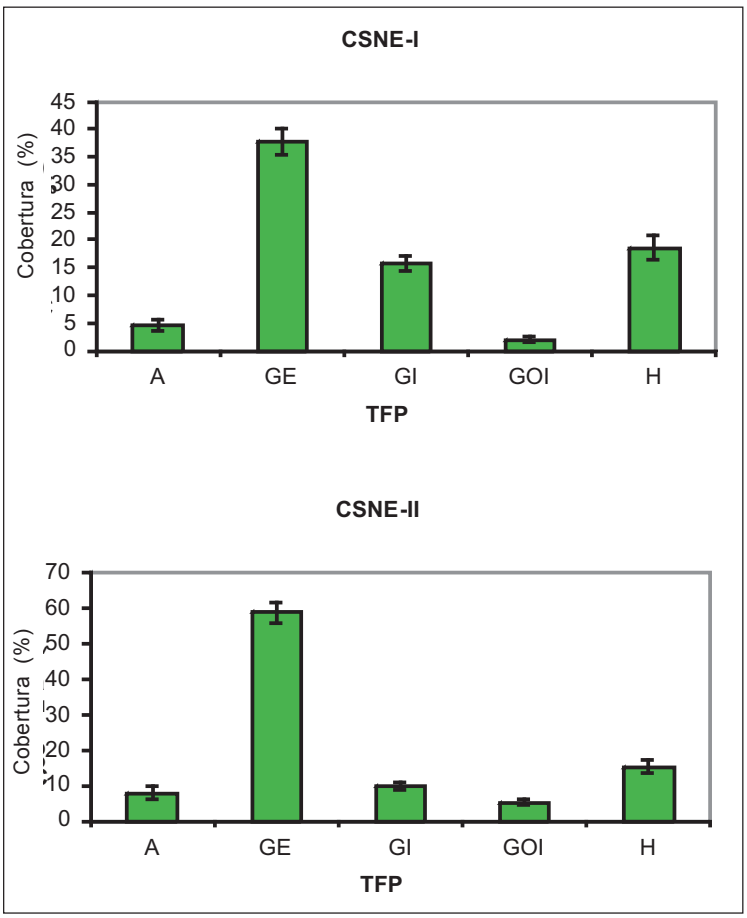


Figura 8. Cobertura relativa de los Tipos Funcionales de Plantas (promedio, ± E.E.) correspondiente a las distintas unidades de pastizal de la Cuenca Sedimentaria del Noreste. A= Arbustos, GE= Gramíneas Estivales, GI= Gramíneas Invernales, Goi= Graminoides, H= Hierbas.

Figura 9. Stand de CSNE- II dominado por *Andropogon lateralis* y *Baccharis trImera,* Tacuarembó.

Gradientes florísticos

Los primeros tres ejes resultantes del NMDS de la matriz de especies por censos explicaron el 78% de la varianza de los datos. La Figura 10a muestra el plano de ordenación del eje 1 y 3 que explican el 30 y el 28% de la varianza respectivamente. El eje 1 separa claramente a los pastizales de suelos medios y profundos de los pastizales de suelos superficiales. Se intercalan a lo largo del eje 1 las unidades de vegetación de las diferentes regiones, ubicándose en el extremo derecho las unidades B-II y B-I de la Cuesta basáltica y en el extremo izquierdo las unidades S-III y CSIII de las regiones Sierras del Este y Centro-Sur respectivamente. Las especies que presentaron valores mayores en el eje 1 están asociadas a condiciones xéricas (*Microchloa indica, Chloris grandiflora* y *Sellaginella sellowii*), en tanto que las especies ubicadas en el extremo negativo del eje están asociadas a condiciones meso - hidrofíticas (*Paspalum pumilum, Borreria dasycephala, Stenotaphrum secundatum y Phyla canescens*). El eje 3 separa los censos correspondientes a las unidades I, II, IV y V de la región de las Sierras del Este, las unidad II de la región Centro-Sur, la unidad I de la Cuenca Sedimentaria del Noreste y la unidad I de la Cuesta basáltica de los censos correspondientes a las unidades II y III de la Cuesta basáltica, II de la Cuenca Sedimentaria del Noreste, la unidad I y III de la región Centro-Sur y la unidad III de Sierras. Las especies con mayor peso en este eje son *Lucilia acutifolia, Schizachyrium imberbe, Stipa filifolia* y *Aristida filifolia* en el extremo positivo, y *Kyllinga odorata, Nothoscordum* sp., *Eryngium echinatum* y *Gratiola peruviana* en el extremo negativo.

En la Figura 10b se grafica el eje 1 vs el eje 2, tercer eje en importancia que explica el 20% de la varianza. El eje 2 separa los censos de las regiones Cuesta basáltica y Centro-Sur en el extremo negativo, de las unidades correspondientes a las regiones de Sierras del Este y Cuenca Sedimentaria del Noreste en el extremo positivo.

DISCUSIÓN

La aproximación fitosociológica adoptada en este trabajo permitió describir la variación florística de los pastizales naturales de una importante porción del territorio nacional, identificando grandes unidades de pastizal para distintas regiones geomorfológicas. Es posible apreciar en las cuatro regiones la discriminación entre unidades de acuerdo a la profundidad del suelo, de modo que gran parte de la variación florística dentro de cada región está asociada a la variación macrotopográfica y edáfica que ocurre a escala de paisaje. A su vez, considerando las especies indicadoras, si bien no hay una correspondencia completa, existe cierta similitud entre las unidades correspondientes a los suelos medios - profundos y las correspondientes a suelos superficiales de las distintas regiones. Esto es especialmente visible entre las unidades de suelos profundos de la Cuesta Basáltica y de la Cuenca Sedimentaria del Noreste, donde las unidades presentan en común a varias especies con alto valor indicador (*P. dilatatum C. selloana, P. hians)*. Algo similar sucede con las unidades I y III de la región Centro Sur, sin embargo la afinidad de estas unidades con la unidad S-I, correspondiente a suelos medios y profundos de sierras, es menos clara. Esta última comparte con las otras unidades espe-

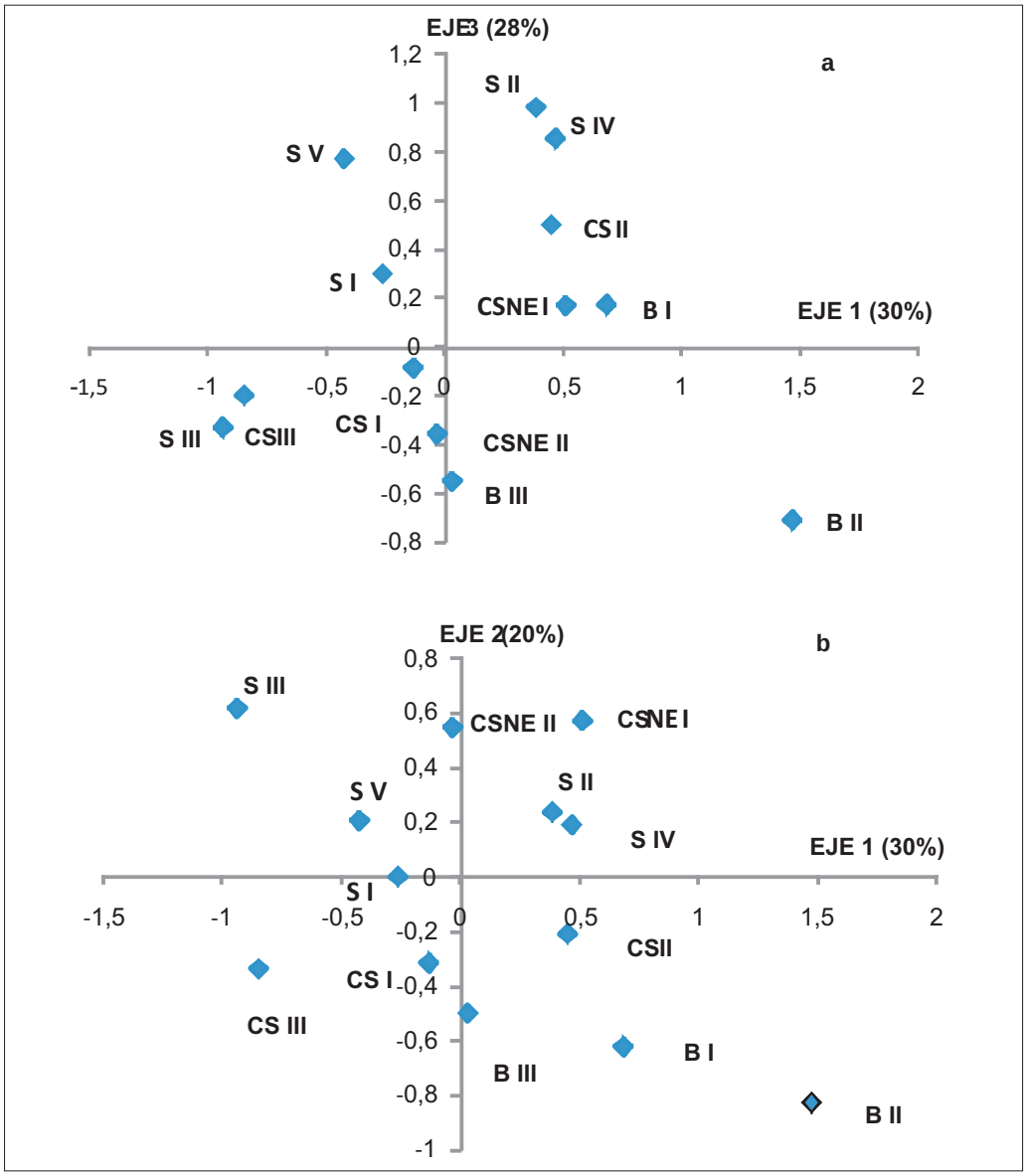


Figura 10 a y b. Diagramas de los principales ejes del Análisis de Escalamiento Multidimensional No- Métrico de la matriz de especies x censos correspondientes a las 4 regiones geomorfológicas. Los puntos corresponden a los centroides (valores promedio de las coordenadas de los censos correspondientes a cada unidad de vegetación), donde B-1, B-II y B-III corresponden a la Cuesta basáltica, S-I a S-V a la región de las Sierras del Este, CS-I a CS-III a la región Centro-Sur y CSNE-I y II a la Cuenca Sedimentaria del Noreste (Eje 1= 30 % de la varianza; Eje 2= 20,1% de la varianza; Eje 3= 28% de la varianza). a- Ejes 1 y 3, b- Ejes 1 y 2.

cies secundarias en importancia en cuanto a su valor indicador, como por ejemplo, *B. laguroides* y *P. stipoides* con CS-I y B-III respectivamente. La correspondencia parcial a nivel de conjuntos de especies indicadoras es similar entre las unidades relacionadas a los suelos superficiales.

La ordenación realizada con la totalidad de los censos, y la representación de las Unidades de pastizal en el plano permite explorar la importancia relativa de distintos controles que operan a escala de paisaje o a escala regional. Los ejes que explican la mayor proporción de la varianza (ejes 1 y 3) están relacionados a gradientes de disponibilidad de agua y

régimen de drenaje, factores que operan a escala de paisaje. El eje 1 está claramente asociado a la profundidad del suelo y representa la disponibilidad de agua. El eje 3 está asociado a la concavidad del terreno, esto podría indicar drenaje deficiente y eventuales períodos de anegamiento. El tercer eje en importancia (eje 2) define un gradiente florístico que tiene un componente geográfico importante. Su interpretación en términos de controles ambientales debería explorarse cuantitativamente con mayor detalle.

Al examinar la identidad de las especies dominantes de las distintas unidades, si bien se observan patrones de correspondencias en algunos casos (como por ejemplo entre las unidades B-III, CS-I y CSNE-II), en la mayoría de los casos se puede observar que estas especies ocurren en un amplio rango de hábitat. Sobresale en este sentido el carácter de especie dominante de *Richardia humistrata* a lo largo de las diferentes unidades de pastizales de Sierras, o la importancia de *Paspalum notatum* en las tres unidades de la región Centro- Sur. También se puede constatar a nivel de especies dominantes, que aunque se trate de especies de amplia distribución geográfica, algunas adquieren especial importancia en ciertas regiones. Ejemplos de esto son los porcentajes elevados de cobertura de *Stipa charruana* en la región Centro-Sur, o de *Piptochaetium montevidense* en las unidades de Sierras. Por otro lado, cabe indicar que la importancia de las floras locales en la diferenciación de las unidades regionales es poco relevante, siendo las especies exclusivas escasas y poco abundantes.

En otro plano, los resultados permiten identificar unidades claramente exclusivas de una región en particular, como es el caso de B-II para la región Basáltica, y S-III, S- IV y S-V para la región de Sierras. Otro aspecto que emerge de los resultados de este trabajo es que la región de Sierras aparece como la más heterogénea en cuanto a tipos de pastizales que alberga. Lo cual no es sorprendente teniendo en cuenta la heterogeneidad geomorfológica y geológica de la región de sierras.

En términos generales, en todas las unidades son predominantes las gramíneas estivales por sobre las gramíneas invernales, salvo en CS-III en la que el elevado porcentaje de gramíneas invernales es explicado por *Stipa charruana*. Desde el punto de vista forrajero además de ser escaso el aporte de invernales, cabe resaltar que las especies invernales más importantes, *Piptochaetium montevidense y Stipa charruana,* son consideradas de bajo valor forrajero (Rosengurtt 1979).

Realizar comparaciones con las descripciones previas disponibles realizadas a escala regional está limitado fuertemente por incompatibilidades de índole metodológica. Rosengurtt (1944) plantea una regionalización preliminar del Uruguay considerando las especies dominantes y algunas especies de distribución restringida, caracterizando particularmente a la región Centro-Sur. En este trabajo resalta como característica de esta zona la importancia de *Stipa charruana* y lo relaciona con procesos de degradación acentuados especialmente en esta zona. Sobre la Región Basáltica aporta pocos datos y no hace ninguna mención a la región de Sierras. Millot *et al.* (1987) presentan descripciones de las principales regiones ganaderas del Uruguay, incluyendo la Cuesta Basáltica, la región Centro-Sur, la Cuenca Sedimentaria del Noreste y algunas unidades de suelo comprendidas dentro de las Sierras. Las descripciones se enfocan exclusivamente en las especies dominantes, y en los grupos de importancia agronómica (gramíneas, leguminosas y malezas).

Disponer de una caracterización de los pastizales naturales del Uruguay basada en un protocolo objetivo y repetible constituye un aporte fundamental para evaluar el potencial productivo y diseñar estrategias de manejo del principal recurso forrajero del país. En este sentido la cartografía de las unidades de pastizal ya ha permitido analizar el funcionamiento de los pastizales de la Cuesta Basáltica mediante el análisis de series temporales de imágenes de satélite (Baeza *et al.,* 2010). Por otro lado, el conocimiento de la heterogeneidad de los pastizales provee una herramienta que permitirá interpretar y contextualizar fenómenos ecológicos tan diversos como la invasión de especies exóticas y la selección de dieta de grandes herbívoros a escala de paisaje (ver Perelman y León 2011 este número).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los compañeros del grupo Ecología de Pastizales de la Facultad de Ciencias por su colaboración en el trabajo de campo. Al Lic. Eduardo Marchesi y al Dr. Mauricio Bonifacino por su colaboración en la determinación de plantas. A los Ings. Agrs. Daniel Formoso y Daniel Panario por las sugerencias que ayudaron a guiar este trabajo. El trabajo fue parcialmente financiado por un subsidio proveniente del Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) CRN-2031 el cual recibe el apoyo de la US National Science Foundation (Grant GEO-0452325), PEDECIBA y CSIC.

BIBLIOGRAFÍA

ALTAMIRANO, A.; DA SILVA, H.; DURÁN, A. ECHEVERRÍA, A.; PANARIO, D.; PUENTES. R. 1976. Clasificación de Suelos. Dirección de Suelos y Fertilizantes. Ministerio de Agricultura y Pesca. Tomo I. Montevideo.

ALTESOR, A.; PEZZANI, F.; GRUN, S.; RODRÍGUEZ, C. 1999. Relationship between spatial strategies and life-history attributes in a Uruguayan grassland: a functional approach. Journal of Vegetation Science 10: 457-462.

BAEZA , S.; PARUELO, J.M.; ALTESOR, A. 2006. Caracterización funcional de la vegetación del Uruguay mediante el uso de sensores remotos. Interciencia 31: 382-388.

BAEZA, S., LEZAMA, F.; PIÑEIRO, G.; ALTESOR, A; PARUELO, J.M. 2010. Spatial variability of aboveground net primary production in Uruguayan Grasslands: A remote sensing approach. Applied Vegetation Science 13:72-85.

BAEZA, S.; GALLEGO, F.; LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; PARUELO, J.M. 2011. Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfólogicas de Uruguay predominantemente ganaderas. En: Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

BOSSI. J.; NAVARRO, R. 1988. *Geología del Uruguay*. Universidad de la República. Montevideo.

BRAUN-BLANQUET, J. 1950. Sociología Vegetal. ACME. Buenos Aires.

CHEBATAROFF, J. 1969. Relieve y costas. Nuestra Tierra, Montevideo.

FERREIRA, G. 2001. Caracterización de los Sistemas de Producción Ganadera de Basalto, Sierras del Este, Cristalino del Centro y Este, Areniscas y Brunosoles del Noreste. pp. 149-160 en Risso, D. y Berretta, E. editores. Tecnologías forrajeras para sistemas ganaderos de Uruguay. Boletín de Divulgación Nº 76. INIA Tacuarembó. Editora INIA, Montevideo, Uruguay.

GALLEGO, F.; BAEZA, S.; LEZAMA, F.; J.M. PARUELO, J.M.; ALTESOR, A. 2008. Cartografía de comunidades de pastizal de la Región Centro-Sur (Cristalino). Reunión de Grupo Campos. Minas, Uruguay

GAUCH, H. G. Jr. 1982. Multivariate Analysis in Community Ecology. Cambridge Univ. Press, New York.

IZAGUIRRE, P.; BEYHAUT, R. 1998. Las leguminosas en Uruguay y regiones vecinas. Parte 1y 2. Montevideo.

LEÓN, R.J.C. 1992. Río de la Plata grasslands. Regional sub-divisions. Páginas 376-407 en RT Coupland editores. Ecosystems of the World 8A: Natural grasslands. Elsevier. Amsterdam.

LEZAMA, F. 2005. Las comunidades herbáceas de un área de pastizales naturales de la región basáltica, Tesis de Maestría, PEDECIBA. Universidad de la República - Facultad de Ciencias, Uruguay.

LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; LEÓN, R.J.; J.M. PARUELO, J.M. 2006. Heterogeneidad de la vegetación en pastizales naturales de la región basáltica de Uruguay. Ecología Austral 16: 167–182.

MÁS, C. 1978. Región Este. En: Pasturas IV. CIAAB – MGAP. Montevideo, Uruguay.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. 1999. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.

MILLOT, J.C.; RISSO, D.; METHOL, R. 1987. Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Informe Técnico, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Montevideo.

MINISTERIO DE GANADERÍA, AGRICULTURA Y PESCA. 2000. Censo General

Agropecuario 2000. Dirección de Censos y Encuestas. Montevideo.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H.1974. Aims and methods of vegetation ecology. Wiley & Sons, New York.

PANARIO, D. 1988. Geomorfología del Uruguay. Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay.

PARUELO J. M.; GOLLUSCIO, R.A.; GUERSCHMAN, J.P.; CESA, A.; JOUVE, V.V.; GARBULSKY, M.F. 2004. *Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes*. Global Ecology and Biogeography 13: 385-395.

ROSENGURTT, B. 1943. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay. 3ª Contribución. Ed. Barreiro y Ramos, Montevideo, Uruguay. 281 p.

ROSENGURTT, B. 1944. Las formaciones campestres y herbáceas del Uruguay. Cuarta Contribución, Agros Nº134. Montevideo.

ROSENGURTT, B.; ARRILLAGA, B.R.; IZAGUIRRE, P. 1970. Gramíneas Uruguayas. Montevideo.

TERMEZANA, A. 1978. Región Basáltica. En: Pasturas IV; CIAAB – MGAP. Montevideo, Uruguay.

TEXEIRA, M.; ALTESOR, A. 2009. Small-scale spatial dynamics of vegetation in a grazed Uruguayan grassland. Austral Ecology 34: 386-394.

Baeza, S.[1]; Gallego, F[2].; Lezama, F.[1,3]; Altesor, A.[2] y Paruelo J.[2,4]

[1]Unidad de Sistemas ambientales, Facultad de Agronomía,UDELAR. sbaeza@fagro.edu.uy
[2]Grupo Ecología de Pastizales (GEP), Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UDELAR.
[3]INIA, Estación Experimental Treinta Tres.
[4]Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección, IFEVA, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

CAPÍTULO II. Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfólogicas de Uruguay predominantemente ganaderas

Proyecto FPTA 175
Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

En este trabajo describimos la variación espacial de los pastizales naturales de las 4 regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas, a partir de clasificaciones supervisadas de imágenes de satélite y censos de vegetación realizados a campo. Realizamos entre 54 y 110 censos de vegetación en cada unidad geomorfológica. Los censos fueron georreferenciados y utilizados para clasificar imágenes Landsat TM de dos fechas distintas (primavera-verano) aprovechando diferencias fenológicas en la vegetación. En total se cartografiaron aproximadamente 8.000.000 ha, un 46% del territorio nacional. El 81,6% de la superficie cartografiada correspondió a pastizales naturales (6.6 millones de ha). La cobertura de pastizales naturales fue mínima (69,3%) en la Cuenca Sedimentaria del Noreste y máxima (91,5%) en la Cuesta Basáltica. Los mapas generados discriminan entre dos unidades de pastizal en todas las regiones analizadas. Estas diferentes unidades mostraron una asociación a escala regional con las características de los suelos, fundamentalmente con el agua potencialmente disponible en los mismos.
Las cartografías generadas presentaron un acierto global de entre 95,3 y 99,4%. Este trabajo constituye un valioso aporte ya que además de llenar un vacío de conocimiento acerca de los pastizales naturales de la región, complementa la información disponible para un correcto manejo y conservación de nuestros recursos naturales.

INTRODUCCIÓN

La vegetación es el soporte para, prácticamente, todo el resto de la vida del planeta; nos provee de alimentos, fibras, combustible, etc. La caracterización de la heterogeneidad de la vegetación (la descripción de sus atributos estructurales y funcionales en el espacio y en el tiempo) es un paso ineludible en la definición de prácticas de uso y manejo de los recursos naturales, planificar desarrollos agropecuarios y/o medidas destinadas a la conservación (Hansen *et al.,*2000, IPCC, 2000, McGuire *et al.,* 2001). Esta caracterización de la vegetación, puede realizarse en base a componentes estructurales o en base a su funcionamiento. Las aproximaciones estructurales se centran en la descripción de comunidades a partir de las especies que las componen, o a la caracterización de

grandes extensiones de territorio a partir de la fisonomía de la vegetación o la presencia de especies dominantes (Terradas, 2001). Por otro lado, las aproximaciones funcionales van desde la identificación y abundancia relativa de tipos funcionales de plantas (Lavorel *et al.,* 1997, Gitay y Noble, 1997), a la caracterización del funcionamiento ecosistémico (i.e.: Intercambio de materia y energía en los ecosistemas) (Paruelo *et al.,* 2001, Guershman *et al.,* 2003a, Baeza *et al.,* 2006).

La distribución espacial de la vegetación es otro componente de su heterogeneidad y puede definirse como la variación en la composición de especies dentro de un área determinada, representando el componente geográfico en la diversidad de especies vegetales (Chaneton, 2005). La distribución geográfica de la vegetación sobre la superficie de la tierra tiene un rol central en muchos procesos ecosistémicos. La cobertura del suelo y su uso (las modificaciones que los humanos hacemos de la cobertura original) son los principales controles en el espacio y en el tiempo del ciclado e intercambio de carbono, energía y agua, dentro y entre los diferentes sistemas de la Tierra (Townshend *et al.,* 1992). El uso/cobertura del suelo regula también, muchos de los servicios que los ecosistemas proveen a los humanos: purificación del aire y del agua, regulación del clima y los flujos hidrológicos, regeneración de la fertilidad de los suelos, producción y mantenimiento de la biodiversidad, etc (Daily *et al.,* 1997). Finalmente, el cambio en el uso del suelo ha sido identificado como uno de los principales controles del fenómeno conocido como cambio climático global (Foley *et al.,* 2005). Por otro lado, la cuantificación de la cobertura/uso del suelo tiene una gran relevancia estratégica. Dado que la superficie agrícola es el principal control de los volúmenes producidos en años climáticamente normales, numerosos actores políticos, económicos y sociales requieren de esa información para planificar acciones, reducir la incertidumbre y/o mejorar la asignación de recursos (Paruelo *et al.,* 2004). A pesar de su importancia ecológica y económica las caracterizaciones del uso/cobertura del suelo distan mucho de ser completas, fundamentalmente en Uruguay.

En los últimos años los sensores a bordo de satélites se han convertido en la herramienta ideal para caracterizar el uso/cobertura del suelo sobre grandes extensiones de territorio (Townshend *et al.,* 1991), desde mapas locales con gran nivel de detalle (Clark *et al.,* 2004) hasta mapas globales de menor resolución espacial (DeFries *et al.,* 1998). La cobertura sinóptica, espacialmente continua y a intervalos regulares de tiempo, que las imágenes de satélite obtienen de la superficie terrestre es la base de su amplia utilización para la cartografía del uso y cobertura del suelo (Myneni *et al.,* 1997). La capacidad de discriminar entre diferentes coberturas del suelo a partir de imágenes tomadas por satélite viene dada por la respuesta diferencial de los diferentes materiales en diferentes porciones del espectro electromagnético (Curran, 1985). En conjunto, la fitosociología y la teledetección brindan la posibilidad de describir la distribución espacial de las comunidades vegetales; la fitosociología, reconociendo áreas homogéneas en base a la composición de especies; la teledetección reconociendo áreas homogéneas en base al comportamiento espectral mediante información espacialmente continua.

El territorio uruguayo se encuentra completamente incluido dentro de la región biogeográfica conocida como Pastizales del Río de la Plata, una de las regiones de pastizales más extensas del mundo (Soriano, 1991). Las descripciones espacialmente explícitas de la cobertura y uso del suelo en los pastizales del Río de la Plata son relativamente escasas (Guershman *et al.,* 2003b, Baldi, 2006, Baldi y Paruelo, 2008). Estos trabajos generalmente agrupan bajo una única clase de «pastizal» a comunidades vegetales heterogéneas desde el punto de vista florístico y/o fisonómico, limitándose a separar únicamente el uso/cobertura de la tierra en grandes categorías (cultivos de invierno y verano, forestación, pastizales, etc.).

Los antecedentes en Uruguay sobre caracterizaciones de uso/cobertura del suelo son aún más escasos. Existen clasificaciones que separan grandes tipos de vegetación definidos a partir de su fisonomía (monte ribereño, monte serrano, monte de parque, praderas, etc.)

(Carrere, 1990), la presencia de ciertas especies dominantes (Rosengurtt, 1944, Soriano 1991); el tipo de suelo o el sustrato geológico (Millot, 1987, Sganga, 1994). Estos trabajos no tienen un protocolo de observación documentado y/o identifican fundamentalmente la vegetación potencial.

El objetivo general de este trabajo fue cartografiar el uso y cobertura del suelo de las diferentes regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas, con especial énfasis en la distribución de las diferentes unidades de pastizal natural. Sus objetivos específicos fueron:

1) Cartografiar el uso/cobertura del suelo en las regiones geomorfológicas del Cuesta Basáltica, Región Centro-Sur (Cristalino), Sierras del Este y Cuenca Sedimentaria del Noreste.
2) Analizar la distribución espacial de las principales unidades de vegetación de los pastizales naturales en cada unidad geomorfológica.
3) Analizar el tipo y grado de avance de la frontera agrícola sobre los pastizales naturales de las diferentes regiones analizadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio considerada en este trabajo abarca las regiones de Uruguay predominantemente ganaderas, o sea aquellas que mayoritariamente estaban cubiertas por pastizales naturales en el ultimo censo agropecuario (Figura 1a). De acuerdo a Millot *et al.* (1987) estas regiones son: Cuesta Basáltica, Cuenca Sedimentaria del Noreste, Región Centro-Sur (Cristalino) y Sierras del Este. La división entre regiones siguió el criterio geomorfológico y la delimitación espacial propuesta por Panario (1987) (Figura 1b). En conjunto, estas regiones, ocupan una superficie aproximada de 11.7 millones de hectáreas, correspondientes a más del 66,3% del territorio

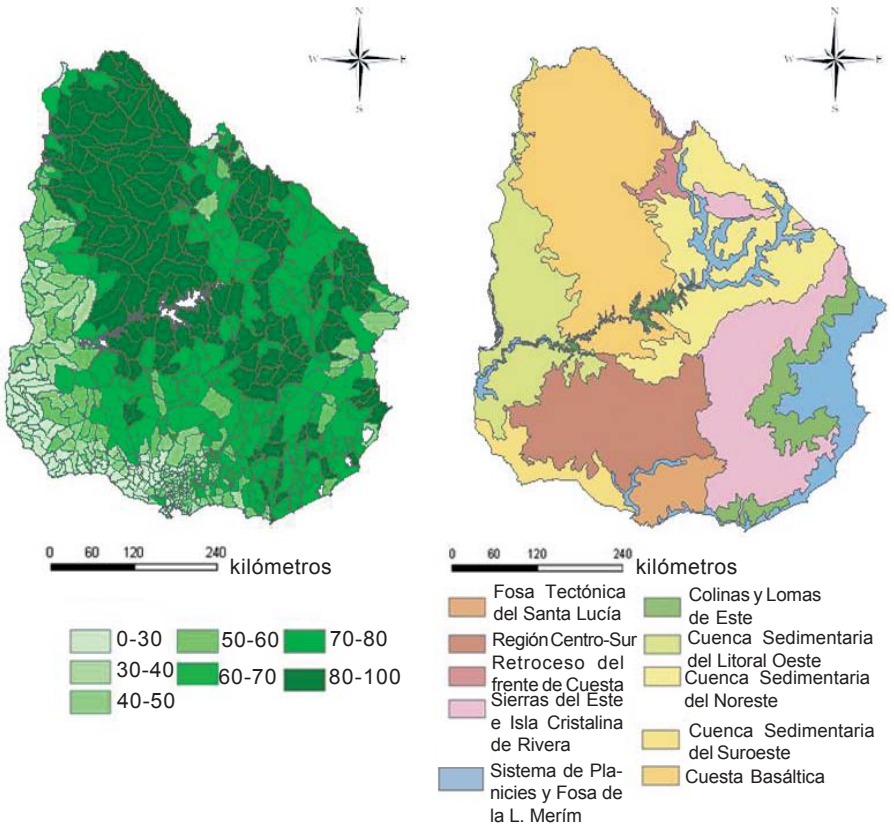


Figura 1. a) Porcentaje de pastizales naturales por unidad censal; Elaboración propia a partir de datos del censo general agropecuario del año 2000 (MGAP, DIEA 2000). b) Regiones geomorfólogicas del Uruguay según lo propuesto por Panario (1987).

nacional. Más adelante se detallan las principales características de las regiones cartografiadas.

La heterogeneidad de la vegetación herbácea de la zona de estudio ha sido descrita por Lezama *et al.* (2010 este volumen) utilizando el método fitosociológico a partir de 313 censos de vegetación distribuidos en las diferentes regiones analizadas. En ese trabajo, Lezama *et al.,* identifican, dependiendo de la región considerada, entre 2 y 5 unidades de pastizales naturales. Una descripción competa del método fitosociológico y las unidades de vegetación discriminadas puede verse en dicho capítulo.

Procesamiento y clasificación de las imágenes

Para analizar la distribución espacial de la cobertura/uso del suelo se realizaron clasificaciones supervisadas de imágenes Landsat TM, cartografiando de manera independiente cada una de las regiones analizadas. En total se utilizaron 8 escenas Landsat y dos fechas por escena (primavera y verano, en total 16 imágenes), de forma de captar momentos contrastantes en la fenología de la vegetación. Estas imágenes tienen una resolución espacial de 30 x 30 m y están conformadas por siete bandas, cada una de ellas registra la intensidad de la energía reflejada y/o emitida por los objetos de la superficie en diferentes porciones del espectro electromagnético.

Las imágenes fueron corregidas geométricamente utilizando 30 o más puntos de control terrestres homogéneamente distribuidos en el área de estudio y con un error asociado de 0,5 píxeles. El método del re-muestreo utilizado fue el del vecino más cercano (nearest neighbor) de forma de no alterar la información espectral. Para cada escena una de las imágenes fue georeferenciada en la proyección más usada en Uruguay (Yacaré: Transverse Mercator; Elipsoide; Hayford, internacional 1924; Datum, Yacaré) y la otra corregistrada a la primera, de forma de compatibilizar la información espectral con el resto de la información digital disponible en el país (Carta de suelos, geomorfología, datos del censo agropecuario, etc.). Las imágenes fueron corregidas radiométrica y atmosféricamente para lograr que la información espectral sea comparable en tiempo y espacio (Chuvieco, 2002) La corrección radiométrica se realizó a partir de la información provista en las imágenes y la corrección atmosférica se realizo separando el efecto producido por la dispersión Rayleigh de acuerdo a lo propuesto por Chander y Markham (2003) y Chander *et al.* (2007). Las imágenes se recortaron de manera de caracterizar exclusivamente a las regiones geomorfológicas consideradas en el estudio. Se realizaron compuestos multitemporales (superposición de las imágenes de las diferentes fechas en una misma escena) y mosaicos (ensamblaje de distintas imágenes que cubren, al menos, parte del mismo territorio) para cada región geomorfológica. Para cada región cartografiada se contó entonces con una imagen multitemporal de 12 bandas (6 bandas reflectivas por cada fecha; todas las bandas del sensor menos la térmica), que cubría toda el área de interés. El procesamiento digital de las imágenes se llevó a cabo mediante el programa ENVI 4.6-IDL 7.0.

El primer paso para llevar a cabo una clasificación supervisada es el desarrollo de un esquema conceptual de clasificación. Éste se define como el conjunto de clases o categorías de interés para ser identificadas y discriminadas (Curran, 1985). Por ello se definieron categorías que corresponden a las unidades de pastizales naturales definidas en el análisis fitosociológico, además de un conjunto de coberturas/usos del suelo que permitieran caracterizar el resto de la heterogeneidad de las áreas, (ej.: monte nativo, forestación, cultivos de invierno y verano, agua, etc.). Para cada una de las clases definidas se digitalizaron polígonos de entrenamiento para realizar las clasificaciones y polígonos de control para evaluarlas con datos independientes. En el caso de las categorías de pastizal, los polígonos de entrenamiento y control corresponden a los «stands» de vegetación relevados durante los censos realizados a campo, cuya posición en el espacio se registró mediante GPS. Los polígonos de entrenamiento y control de las restantes categorías de cobertura/uso del suelo se generaron mediante fotointerpretación de las imágenes.

En todas las regiones analizadas se utilizó la información espectral de 12 bandas reflectivas (6 bandas en cada fecha) de todos los píxeles incluidos en los polígonos de entrenamiento y máxima verosimilitud como regla de decisión para clasificar todos los píxeles del área de estudio (Lillesand y Kiefer, 1994). El método de máxima verosimilitud utiliza el vector de medias y la matriz de covarianza de los píxeles de las áreas de entrenamiento de cada clase para asignar los píxeles de la imagen a cada una de las clases definidas en función de su probabilidad de pertenencia. Cada píxel de la imagen es asignado a la clase más probable a partir de un umbral definido por el usuario, en este caso del 90%. Este algoritmo de clasificación es el más utilizado en teledetección, por su robustez y por ajustarse con rigor a la disposición original de los datos (Chuvieco, 2002).

A cada una de las clasificaciones resultantes se le aplicó un filtro modal móvil de 3 x 3 píxeles. Este tipo de filtro es comúnmente utilizado para suavizar la apariencia de «sal y pimienta» que aparece en las clasificaciones. El fenómeno se observa frecuentemente en clasificaciones digitales cuando existe una excesiva fragmentación. Suele ocurrir que píxeles de una cierta categoría se encuentran salpicados por píxeles asignados a otras categorías, perdiéndose su unidad geográfica y dificultando la interpretación y posterior representación cartográfica. El pre-procesamiento de las imágenes y las clasificaciones supervisadas se llevó a cabo mediante los programas ENVI 4.6-IDL 7.0 y ERDAS Imagine 8.7.

Evaluación de las clasificaciones

Todas las clasificaciones fueron evaluadas mediante la construcción y análisis de una matriz de contingencia entre el resultado de la clasificación (filas) y la información de los píxeles correspondientes a los polígonos de control digitalizados (información de referencia o «verdad de campo», representada en las columnas) (Congalton, 1991). Esto permitió calcular el acierto global, el coeficiente Kappa y la precisión del productor y del usuario. El acierto global fue calculado dividiendo el número de elementos (píxeles) correctamente clasificados (diagonal de la matriz) entre el número total de píxeles incluidos en el proceso de evaluación. El coeficiente Kappa mide la diferencia entre la clasificación realizada y la esperada simplemente por azar. Un valor de Kappa igual a 1 indica un acuerdo pleno entre la realidad y el mapa, mientras un valor cercano a 0 sugiere que el acuerdo observado es puramente debido al azar. Finalmente, se debe tener en cuenta que el acierto global puede ocultar importantes diferencias entre categorías, que esconden niveles de exactitud muy diversos. Por ello, se analizan las celdas marginales de la matriz calculando dos tipos diferentes de precisión; la del productor y la del usuario. La precisión del productor se calculó dividiendo el número total de píxeles correctamente clasificados de una categoría entre el número total de píxeles de esa categoría derivados de los datos de referencia (columnas de la matriz). La precisión del usuario se calculó dividiendo el número total de píxeles correctamente clasificados de una categoría entre el número total de píxeles que fueron clasificados dentro de esa categoría (filas de la matriz).

Análisis de la distribución espacial de las diferentes coberturas/usos del suelo

Para analizar la distribución espacial de las diferentes clases de uso/cobertura del suelo y sus potenciales controles ambientales, fundamentalmente las clases correspondientes a pastizales naturales, comparamos las diferentes cartografías generadas con dos bases de datos en formato vectorial: La carta reconocimiento de suelos del Uruguay (Altamirano *et al.,* 1976) y el Agua Potencialmente Disponible Neta (APDN) de los diferentes grupos CONEAT (Molfino, 2009). Los grupos CONEAT separan áreas homogéneas en función de su capacidad productiva en términos de lana y carne bovina y ovina en pie (MGAP/DGRNR/CONEAT, 1979). El trabajo de Molfino (2009) calcula el APDN en los diferentes grupos CONEAT a partir de la granulometría del suelo, la profundidad de los diferentes horizontes y el contenido de materia orgánica de los perfiles de suelos

representativos de cada grupo CONEAT; teniendo en cuenta además, la rocosidad, pedregosidad, relieve, grado de erosión y alcalinidad de las diferentes unidades cartográficas de los grupos CONEAT. Los cálculos de agua disponible realizados por Molfino (2009) fueron asignados a cada una de las unidades cartográficas CONEAT en formato vectorial. Mediante la superposición de las cartografías generadas en este trabajo con la información vectorial arriba descripta se obtuvo la cantidad de superficie de cada cobertura / uso del suelo asociada a cada tipo de suelo y la asociación de las diferentes clases cartografiadas a un gradiente de disponibilidad de agua

Finalmente evaluamos y comparamos el grado de modificación antrópica mediante acciones agropecuarias intensivas (agricultura y forestación) entre las diferentes regiones geomorfólogicas analizadas. Se analizaron las clasificaciones resultantes cuantificando el porcentaje del área de estudio ocupada por forestación y agricultura (esta clase incluye: cultivos de invierno y verano, ciclos de doble cultivo, suelo desnudo en ambas estaciones y praderas implantadas). Las operaciones SIG fueron realizadas con los programas ArcMap-ArcGis 8.3 y Arc View 3.2.

A continuación se detallan las características, materiales y métodos de cada región analizada. Descripciones más detalladas a las provistas en este capítulo sobre la definición y características de los pastizales naturales de cada región pueden verse en Lezama *et al.* (2011 este número).

Cuesta Basáltica

La región del Basalto ó Cuesta Basáltica se encuentra en la mitad norte de Uruguay en su porción central, entre los 31º 35‘ y 32º 12‘ de latitud sur y los 56º 12‘-57º 20‘ de longitud oeste. Ocupa una superficie aproximada de 4.39 millones de ha (21% de la superficie del país). Se extiende en gran parte por los departamentos de Artigas, Salto y Paysandú, este de Rió Negro, norte de Durazno y suroeste de Tacuarembó. Se caracteriza por presentar un relieve que desciende de la Cuchilla de Haedo hasta las proximidades del Río Uruguay, con un paisaje de sierras, seguido de una zona de colinas y lomadas (Millot *et al.,* 1987).

Para la clasificación supervisada de esta región se utilizaron 2 escenas Landsat (224-81 y 224-82) y dos fechas por cada una (25/09/09 y 13/02/09), discriminando 9 coberturas/usos del suelo diferentes: 2 unidades de pastizales naturales: Pastizales de Basalto 1 (P. Bas1) y Pastizales de Basalto 2 (P. Bas2); Monte nativo; Cultivos de invierno y verano; Doble cultivo (un cultivo de invierno y otro de verano en la misma estación de crecimiento); Suelo desnudo en ambas fechas de adquisición de las imágenes; Forestación y Agua. P. Bas1, comprende las unidades B-I y B-II del trabajo de Lezama *et al.* (2010 este volumen) y está conformada por pastizales abiertos (con baja cobertura vegetal) sobre suelos superficiales y estepas de litófitas sobre afloramientos rocosos. P. Bas2 corresponde a la unidad B-III de Lezama *et al.,* (2010 este volumen) y está conformada por pastizales densos (con alta cobertura vegetal) sobre suelos medios y profundos. Se digitalizaron 39 polígonos de entrenamiento y 21 de control para las unidades de pastizal, a partir de los censos de vegetación georreferenciados. Aquellos censos en los que el tamaño del stand era menor a media hectárea no fueron considerados como insumo para la clasificación. Para el resto de las coberturas/usos del suelo considerados se digitalizaron, mediante fotointerpretación de las imágenes, 140 polígonos de entrenamiento y 98 de control.

Cuenca Sedimentaria del Noreste

La zona de estudio se encuentra al Noreste de Uruguay, ocupando una superficie aproximada de 2.52 millones de ha (14,3 % de la superficie del país). Se extiende en gran parte por los departamentos de Durazno, Tacuarembó, Rivera y Cerro Largo. Los suelos dominantes son praderas arenosas (luvisoles y acrisoles) de 50-60 cm de espesor, de color pardo amarillento o grisáceo. Los suelos más profundos se encuentran en lomas y laderas altas, apareciendo suelos superficiales donde el relieve es más fuerte (Millot *et al.,* 1987).

Para la clasificación supervisada se utilizaron 2 escenas Landsat (223-82 y 223-83) y dos fechas por cada una (18/11/08 y 21/01/09), discriminando 8 coberturas/usos del suelo diferentes: 2 unidades de pastizales naturales: Pastizales de la Cuenca Sedimentaria del Noreste 1 (P. SedNE1) y Pastizales de la Cuenca Sedimentaria del Noreste 2 (P. SedNE2); Monte nativo; Cultivos de verano; Praderas implantadas; Suelo desnudo en ambas fechas de adquisición de las imágenes; Forestación y Agua. P. SedNE1 corresponde a la unidad CSNE-I de Lezama *et al.* (2010 este volumen) y está conformada por pastizales abiertos sobre suelos superficiales. P. SedNE2 corresponde a la unidad CSNE-II de Lezama *et al.* (2010 este volumen) y está conformada por pastizales densos sobre suelos medios y profundos. Se digitalizaron 44 polígonos de entrenamiento y 18 de control para las unidades de pastizal a partir de los censos georreferenciados. Para el resto de las coberturas/usos del suelo considerados se digitalizaron, mediante fotointerpretación de las imágenes, 126 polígonos de entrenamiento y 83 de control.

Sierras del Este

La región Sierras del Este se encuentra al Este de Uruguay, entre los 32º 04´-34º 54´ de latitud Sur y los 53º 43´- 55º 36´ de longitud oeste, ocupando una superficie aproximada de 2.52 millones de ha (14,3% de la superficie del país). Se extiende en gran parte por los departamentos de Treinta y Tres, Lavalleja, Maldonado, Cerro Largo, noreste de Florida, centro sur de Rocha y este de Durazno. Se caracteriza por presentar una gran heterogeneidad en cuanto al relieve, afloramientos rocosos, pendiente y profundidad. Visiblemente se pueden distinguir dos zonas; una con sierras rocosas, relieve fuerte, afloramientos rocosos muy variables y predominancia de suelos superficiales a muy superficiales y otra con sierras no rocosas, pendientes menores, afloramientos rocosos con un área menor al cinco por ciento y suelos de bajo espesor. (Millot *et al.,* 1987).

Para la clasificación supervisada se utilizaron 2 escenas Landsat (Path: 223-83 y 223-84) y dos fechas por cada una (29/09/07 y 04/02/08), discriminando 9 coberturas/usos del suelo diferentes: 2 unidades de pastizales naturales: Pastizales de Sierras 1 (P. Sie1) y Pastizales de Sierras 2 (P. Sie2); Monte nativo; Cultivos de invierno y verano; Doble cultivo; Afloramientos rocosos; Forestación y Agua. P. Sie1, comprende las unidades S-II y S-IV del trabajo Lezama *et al.* (2010 este volumen) y está conformada por pastizales abiertos sobre suelos superficiales. P. Sie2, comprende las unidades S-I y S-V del trabajo Lezama *et al.* (2010 este volumen) y está conformada por pastizales densos sobre suelos medios y profundos.

Se digitalizaron 56 polígonos de entrenamiento y 19 de control para las unidades de pastizal a partir de los censos georreferenciados. Para el resto de las coberturas/usos del suelo considerados se digitalizaron, mediante fotointerpretación de las imágenes, 153 polígonos de entrenamiento y 120 de control.

Región Centro-Sur

La Región Centro-Sur (Cristalino) se encuentra en la mitad sur de Uruguay entre los 33º 00´ - 34º 36´ de latitud Sur y los 55º 28´-58º 05´ de longitud oeste, ocupando una superficie aproximada de 2.25 millones de hectáreas (12,8% de la superficie del país). Se extiende en gran parte por los departamentos de Florida y Flores, sur de Durazno, noreste de Colonia y algunas áreas de Soriano, San José y Cerro Largo. Se caracteriza por presentar un relieve ondulado con predominancia de lomas irregulares de formas redondeadas, y por comprender suelos superficiales y profundos sobre basamento cristalino y sedimentos cuaternarios (Millot *et al.,*1987).

Para la clasificación supervisada se utilizaron 2 escenas Landsat (224-83 y 224-84) y dos fechas por cada una (30/11/04 y 17/01/05), discriminando 8 coberturas/usos del suelo diferentes: 2 unidades de pastizales naturales: Pastizales de Cristalino 1 (P. Cris1) y Pastizales de Cristalino 2 (P. Cris2); Monte nativo; Cultivos de invierno y verano; Suelo desnudo en ambas fechas de adquisición de las imágenes; Forestación y Agua. A diferencia de las regiones anteriores, las

unidades de pastizal del Cristalino no tienen una correspondencia con las presentadas por Lezama *et al.* (2010 este volumen). Debido a problemas para la discriminación espectral de las clases de pastizal, en esta región se opto por realizar una clasificación fitosociológica que además de la presencia - ausencia de especies tuviera en cuenta la abundancia relativa de cada una de ellas. Las unidades de pastizal de cristalino son entonces, definidas *ad hoc* para la realización de la cartografía; por este motivo son definidas aquí con más detalle.

La unidad P. Cris1 tiene como especies indicadoras a *Eragrostis neesi, Piptochaetium montevidense, Aristida murina, Chevreulia sarmentosa, Paspalum notatum, Andropogon ternatus y Aristida venustula*. Esta unidad presenta alta variación fisonómica, desde stands con un sólo estrato herbáceo de 5 cm hasta stands con dos estratos, uno alto de 30 cm de altura dominado por subarbustos y otro bajo de 5 cm dominado por gramíneas postradas. Ocupa preferentemente áreas convexas y laderas de pendiente leve a pronunciada y presenta una cobertura vegetal del suelo media alta (moda 80, mínima 50 y máxima 100).

La unidad P. Cris2 tiene como especies indicadoras a *Lolium multiflorum, Stipa charruana y Paspalum dilatatum*. La fisonomía representativa corresponde a un estrato de 30 cm de altura dominado por gramíneas erectas y un estrato bajo de 5 cm dominado por gramíneas postradas. La cobertura vegetal del suelo es alta (moda 90, mínima 80 y máxima 100) y ocupa preferentemente superficies planas altas del paisaje y laderas de pendiente moderada.

Se digitalizaron 31 polígonos de entrenamiento y 27 de control para las unidades de pastizal a partir de los censos georreferenciados. Para el resto de las coberturas/usos del suelo considerados se digitalizaron, mediante fotointerpretación de las imágenes, 65 polígonos de entrenamiento y 39 de control.

RESULTADOS

Las cartografías generadas describen el uso/cobertura del suelo de, aproximadamente, 8 millones de ha (46% del territorio nacional). El 81,6% de la superficie cartografiada correspondió a pastizales naturales (6.6 millones de ha). El resto de la superficie estuvo ocupada por agricultura y forestación en un 15,8% y monte nativo 1,3%; el resto de las categorías definidas son marginales en el paisaje y ocupan proporciones muy bajas del área cartografiada (Figura 2). Dependiendo de la región analizada los pastizales naturales representan entre un 69,3 y 91,4% de la superficie relevada. Las cartografías generadas presentaron un acierto global de entre 95,3 y 99,4%, y el coeficiente Kappa varió entre 0,94 y 0,99. A continuación se detallan los resultados para cada una de las regiones analizadas.

Cuesta basáltica

El mapa de vegetación para la Cuesta Basáltica muestra que, de las aproximadamente 2,8 millones de hectáreas analizadas, el 91,41% correspondió a pastizales naturales. Las unidades de pastizal, P. Bas1 y P. Bas2 ocuparon respectivamente 35,8 y 55,6% del área clasificada. La agricultura representó el 5,1% del territorio de esta región (cultivos de invierno 1,1%, cultivos de verano 2,6%, suelo desnudo en ambas fechas de adquisición de las imágenes 0,8% y Doble cultivo 0,6%); la forestación el 1,4%, monte nativo 1,89% y los cuerpos de agua, el 0,1% (Figura 3).

La evaluación de la clasificación mostró buenos resultados, la exactitud global fue de 99.4% y el coeficiente Kappa fue de 0.9932. La matriz de contingencia para esta región se muestra en el cuadro 1. En cuanto a la precisión del productor y usuario, todas las clases presentaron niveles de aciertos similares y muy altos, lo que muestra un gran acierto entre la realidad y la clasificación realizada (Cuadro 2).

Cuenca Sedimentaria del Noreste

El mapa de vegetación para la Cuenca Sedimentaria del Noreste, muestra que de las aproximadamente 2.1 millones de hectáreas analizadas, el 69,3% correspondió a pastizales naturales. Las unida-

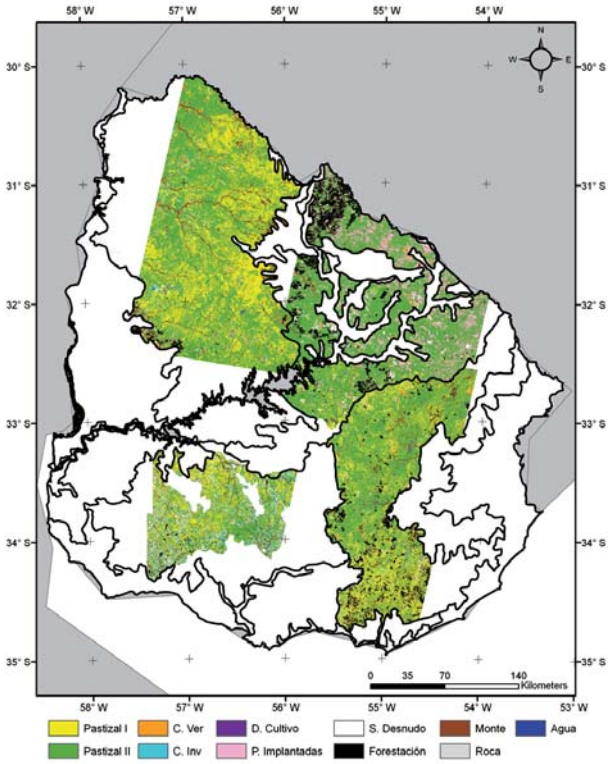


Figura 2. Mapa de cobertura/uso del suelo para las cuatro regiones relevadas. Pastizal I y II refiere a las diferentes unidades de pastizales naturales y representan unidades distintas en las diferentes regiones. C ver: Cultivo de verano; C inv: Cultivo de invierno; D. Cultivo: Doble cultivo; P. Implantadas: Praderas implantadas; S. Desnudo: Suelo desnudo en ambas fechas de adquisición de las imágenes; Monte: Monte nativo; Roca: Afloramientos rocosos.

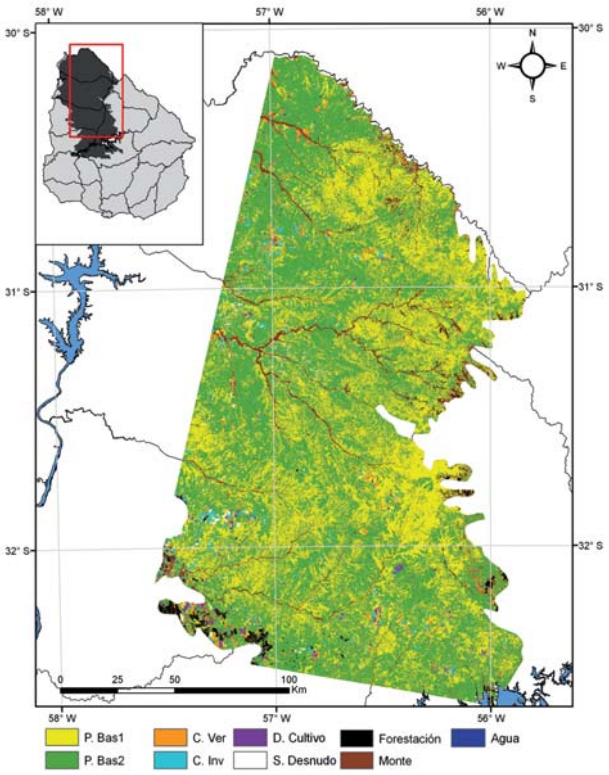


Figura 3. Mapa de cobertura/uso del suelo para la región Cuesta Basáltica y su ubicación en el territorio uruguayo. P. Bas1: Pastizal de Basalto 1; P. Bas2: Pastizal de Basalto 2; C ver: Cultivo de verano; C inv: Cultivo de invierno; D. Cultivo: Doble cultivo; S. Desnudo: Suelo desnudo en ambas fechas de adquisición de las imágenes; Monte: Monte nativo.

Cuadro 1. Matriz de contingencia de la clasificación supervisada correspondiente a la unidad geomorfológica del Basalto. Los valores indicados en la diagonal de la matriz corresponden al porcentaje de píxeles clasificados correctamente. Los valores marginales a la diagonal corresponden a los píxeles erróneamente clasificados. P. Bas1: Pastizal de Basalto I; P. Bas2: Pastizal de Basalto II; C inv: Cultivo de invierno; C ver: Cultivo de verano; Dc: Doble cultivo; Sd: Suelo desnudo en ambas fechas de adquisición de las imágenes; Forest: Forestación; Monte: Monte nativo.

Clases		Verdad Terrestre								
		P. Bas1	**P. Bas2**	**C. inv**	**C. ver**	**Dc**	**Sd**	**Forest**	**Monte**	**Agua**
Clasificación	P. Bas1	**100**	2,4	0	0	0	1,8	0	0	0
	P. Bas2	0	**97,6**	0,9	0	0	0	0	0	0
	C. inv	0	0	**99,1**	0	0	0	0	0	0
	C. ver	0	0	0	**100**	0	0	0	0	0
	Dc	0	0	0	0	**98,9**	0	0	0	0
	Sd	0	0	0	0	0	**98,2**	0	0	0
	Forest	0	0	0	0	1,1	0	**100**	0	0
	Monte	0	0	0	0	0	0	0	**100**	0
	Agua	0	0	0	0	0	0	0	0	**100**

Cuadro 2. Precisión del productor (P Prod) y del usuario (P. Usu), expresados en porcentajes para la cartografía de Basalto. Las abreviaturas de las clases cartografiadas son las mismas que en el cuadro 1.

Clase	P. Prod.	P. Usu.
P. Bas1	100	90,4
P. Bas2	97,6	96,1
C. inv	99,1	100
C. ver	100	100
Dc	98,9	100
Sd	98,2	100
Forest	100	99,5
Monte	100	100
Agua	100	100

des de pastizal, P. SedNE1 y P. SedNE2, ocuparon respectivamente un 66,2 y 3,1% respectivamente. La agricultura representó el 21,5% del territorio (cultivos de verano 1,8%, pasturas implantadas 16% y suelo desnudo en ambas fechas de adquisición de las imágenes 3,7%); la forestación el 7,4%; el monte nativo, 1,2% y el 0,5 % por cuerpos de agua (Figura 4).

La evaluación de la clasificación mostró buenos resultados, la exactitud global fue de 99,3% y el coeficiente Kappa fue de 0,9909. La matriz de contingencia para esta región se muestra en el cuadro 3. En cuanto a la precisión del productor y usuario, todas las clases presentaron niveles de acierto buenos a muy buenos (Cuadro 4).

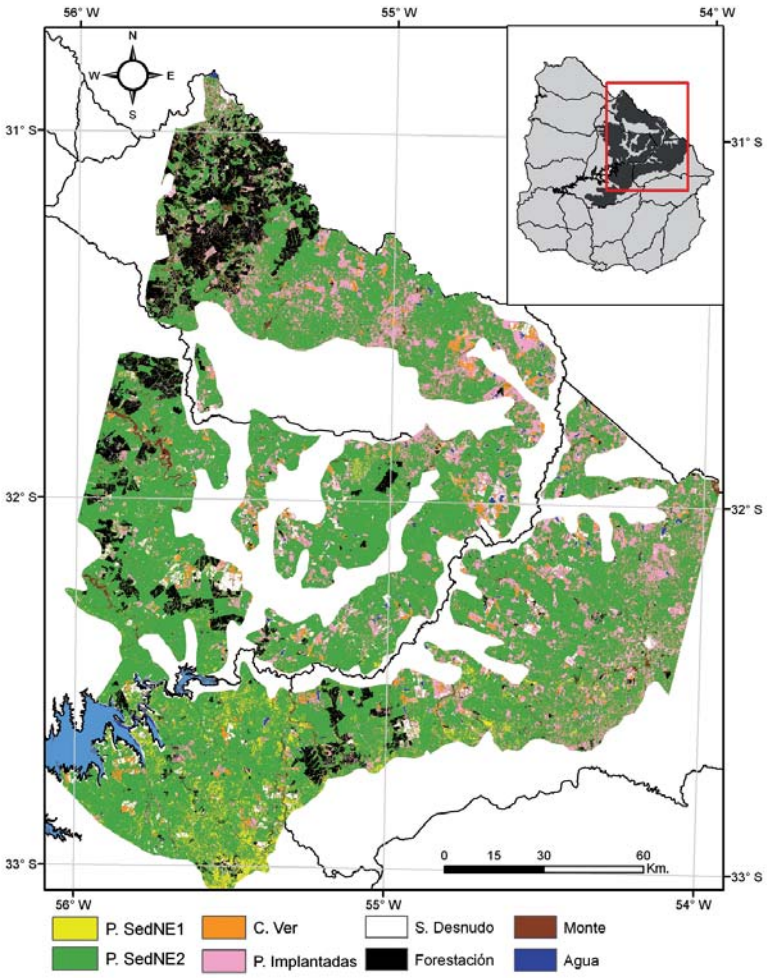


Figura 4. Mapa de cobertura/uso del suelo para la región Cuenca Sedimentaria del Noreste y su ubicación en el territorio uruguayo. P. SedNE1: Pastizales de la Cuenca Sedimentaria del Noreste 1; P. SedNE2: Pastizales de la Cuenca Sedimentaria del Noreste 2; C ver: Cultivo de verano; P. Implantadas: Pasturas implantadas; S. Desnudo: Suelo desnudo; Monte: Monte nativo.

Cuadro 3. Matriz de contingencia de la clasificación supervisada correspondiente a la unidad geomorfológica Cuenca Sedimentaria del Noreste. Los valores indicados en la diagonal de la matriz corresponden al porcentaje de píxeles clasificados correctamente. Los valores marginales a la diagonal corresponden a los píxeles erróneamente clasificados. P. SedNE1: Pastizales de la Cuenca Sedimentaria del Noreste 1; P. SedNE 2: Pastizales de la Cuenca Sedimentaria del Noreste 2; C ver: Cultivo de verano; P. Imp: Pasturas implantadas; Sd: Suelo desnudo en ambas fechas de adquisición de las imágenes; Forest: Forestación; Monte: Monte nativo.

Clases		Verdad Terrestre							
		P. SedNE1	P. SedNE2	C. ver	P. Imp	Sd	Forest	Monte	Agua
Clasificación	P. SedNE1	**92,3**	18,2	0	0	0	0	0	0
	P. SedNE2	7,7	**70,4**	0	0	0	0	0	0
	C. ver	0	0	**100**	0	0	0	0	0
	P. Imp	0	0	0	**100**	0	0	0	0
	Sd	0	11,4	0	0	**100**	0	0	0
	Forest	0	0	0	0	0	**100**	0	0
	Monte	0	0	0	0	0	0	**100**	0
	Agua	0	0	0	0	0	0	0	**100**

Cuadro 4. Precisión del productor (P. Prod) y del usuario (P. Usu), expresados en porcentajes, para la cartografía de la Cuenca Sedimentaria Noreste. Las abreviaturas de las clases cartografiadas son las mismas que en el cuadro 3.

Clase	P. Prod.	P. Usu.
P. SedNE1	92,31	88,24
P. SedNE2	70,45	86,11
C. ver	100	100
P. imp	100	100
Sd	100	97,33
Forest	100	100
Monte	100	100
Agua	100	100

Sierras del Este

El mapa de vegetación para la unidad Sierras del Este, muestra que, de las aproximadamente 1.8 millones de hectáreas analizadas, el 87,6% correspondió a pastizales naturales. Las unidades de pastizal, P. Sie1 y P. Sie2 ocuparon el 39,06 y el 48,54% respectivamente. La agricultura represento el 1,2% del territorio (cultivos de invierno 0,1%, cultivos de verano 0,1%, y doble cultivo 1%); la forestación el 6,6%; monte nativo, 2,7%; afloramientos rocosos, 1.8% y el 0.04% por cuerpos de agua (Figura 5).

La evaluación de la clasificación mostró una exactitud global de 97,2% y el coeficiente Kappa fue de 0,9652. La matriz de contingencia para esta región se muestra en el cuadro 5. La precisión del productor y usuario para todas las categorías consideradas fueron muy altas y similares (Cuadro 6).

Cuadro 5. Matriz de contingencia de la clasificación supervisada correspondiente a la unidad geomorfológica de Sierras del Este. Los valores indicados en la diagonal de la matriz corresponden al porcentaje de píxeles clasificados correctamente. Los valores marginales a la diagonal corresponden a los píxeles erróneamente clasificados. P. Sie1: Pastizales de Sierras 1; P. Sie2: Pastizales de Sierras 2; C inv: Cultivo de invierno; C ver: Cultivo de verano; Dc: Doble cultivos; Forest: Forestación; Monte: Monte nativo; Roca: Afloramientos rocosos.

Clases		Verdad Terrestre								
		P. Sie1	P. Sie2	C. inv	C. ver	Dc	Forest	Monte	Roca	Agua
Clasificación	P. Sie 1	**88,03**	4,21	0,76	0,19	0	0	0,15	0	0
	P. Sie2	7,69	**91,57**	0,85	0	0	0	0	0	0
	C. inv	0	0	**94,6**	0	0	0	0	0	0
	C. ver	0	0,38	0	**99,22**	0	0	0	0	0
	Dc	0	3,83	3,79	0,58	**100**	0	0	0	0
	Forest	0	0	0	0	0	**99,88**	0,3	0	0
	Monte	0	0	0	0	0	0	**99,55**	0	0
	Roca	4,27	0	0	0	0	0	0	**100**	0
	Agua	0	0	0	0	0	0	0	0	**93,55**

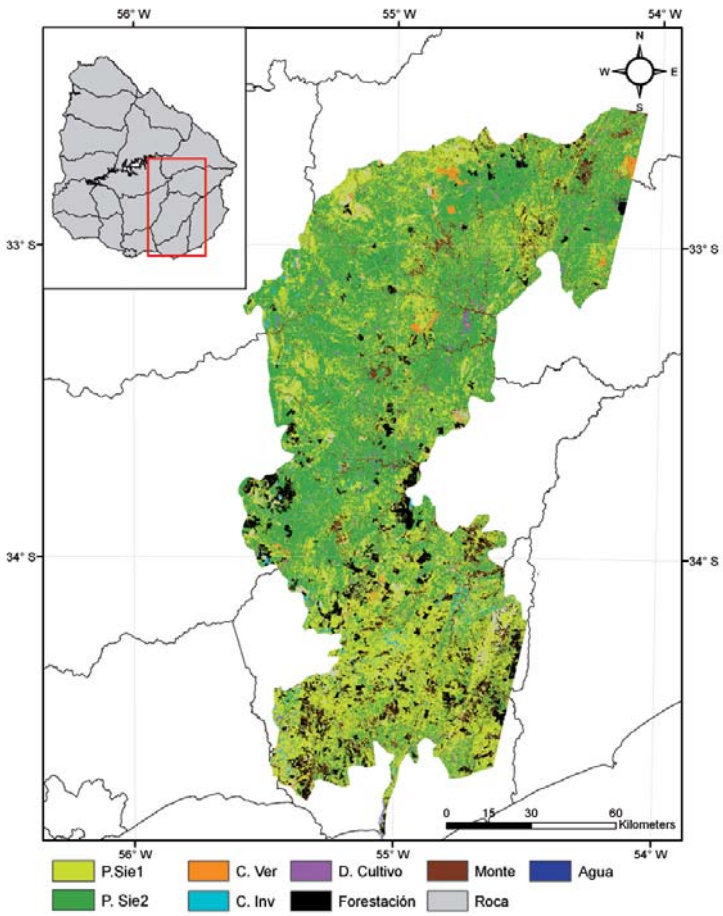


Figura 5. Mapa de cobertura/uso del suelo para la región Sierras del Este y su ubicación en el territorio uruguayo. P. Sie1: Pastizal de Sierras 1; P. Sie2: Pastizal de Sierras 2; C ver: Cultivo de verano; C inv: Cultivo de invierno; D. Cultivo: Doble cultivo; Monte: Monte nativo; Roca: Afloramientos rocosos.

Cuadro 6. Precisión del productor (P.Prod) y del usuario (P. Usu), expresados en porcentajes para la cartografía del Sierras del Este. Las abreviaturas de las clases cartografiadas son las mismas que en el cuadro 5.

Clase	P. Prod.	P. Usu
P. Sie1	88,03	83,06
P. Sie2	91,57	93
C. inv	94,6	100
C. ver	99,22	99,8
Dc	100	77,16
Forest	99,88	99,76
Monte	99,55	100
Roca	100	87,5
Agua	93,55	100

Región Centro-Sur

El mapa de vegetación para la Región Centro-Sur (Cristalino), muestra que, de las aproximadamente 1,3 millón de hectáreas analizadas, el 72,1% del área correspondió a pastizales naturales. Las unidades de pastizal, P. Cris1 y P. Cris2, ocuparon el 29,0 y el 43,1% respectivamente. La agricultura representó el 22,2% del territorio (cultivos de invierno 11,2%, cultivos de verano 2,6% y suelo desnudo en ambas estaciones 8,4%); la foresta-

ción el 3.4%; monte nativo, 2% y el 0.15% por cuerpos de agua (Figura 6).

La evaluación de la clasificación mostró resultados satisfactorios, la exactitud global fue de 95,3% y el coeficiente Kappa fue de 0,9422. La matriz de contingencia para esta región se muestra en el cuadro 7. La precisión del productor y usuario para todas las categorías consideradas fueron altas y similares, lo que muestra un buen acierto entre la realidad y la clasificación realizada (Cuadro 8).

Cuadro 8. Precisión del productor (P. Prod) y del usuario (P. Usu) expresados en porcentajes para la cartografía del Cristalino. Las abreviaturas de las clases cartografiadas son las mismas que en el cuadro 7.

Clase	P. Prod	P. Usu
P. Cris1	74,94	86,79
P. Cris 2	77,14	68,64
C. inv	100	98,4
C. ver	100	100
Sd	99,64	100
Forest	88,24	100
Monte	99,72	95,22
Agua	100	100

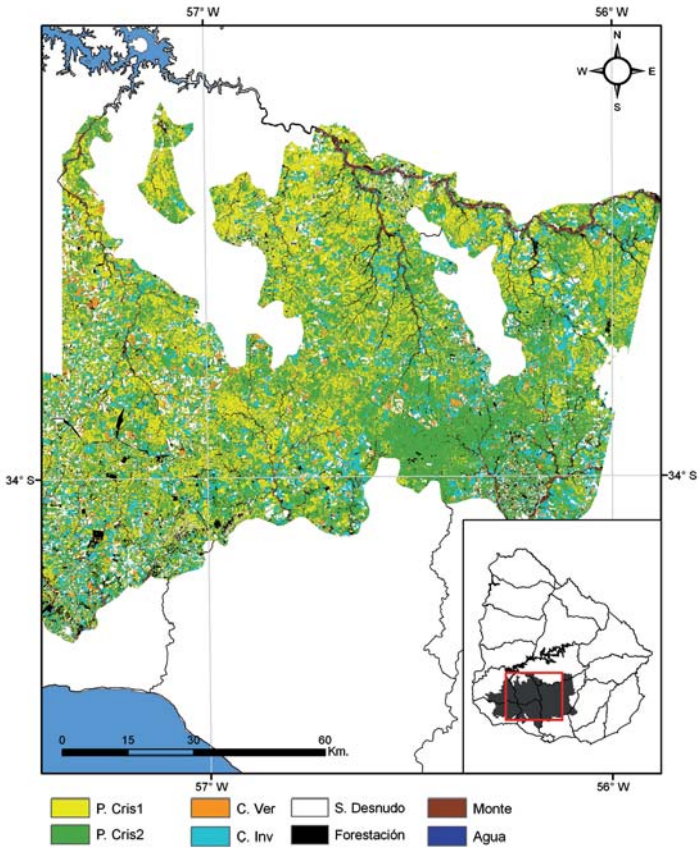


Figura 6. Mapa de cobertura/uso del suelo para la región Centro-Sur (Cristalino) y su ubicación en el territorio uruguayo. P. Cris1: Pastizales de Cristalino 1; P. Cris2: Pastizales de Cristalino 2; C ver: Cultivo de verano; C inv: Cultivo de invierno; S. Desnudo: Suelo desnudo; Monte: Monte nativo.

Cuadro 7. Matriz de contingencia de la clasificación supervisada correspondiente a la Región Centro-Sur (Cristalino). Los valores indicados en la diagonal de la matriz corresponden al porcentaje de píxeles clasificados correctamente. Los valores marginales a la diagonal corresponden a los píxeles erróneamente clasificados. P. Cris1: Pastizales de Cristalino 1; P. Cris2: Pastizales de Cristalino 2; C inv: Cultivo de invierno; C ver: Cultivo de verano; Sd: Suelo desnudo en ambas fechas de adquisición de las imágenes; Forest: Forestación; Monte: Monte nativo.

Clases		Verdad Terrestre							
		P. Cris1	P. Cris2	C. inv	C. ver	Sd	Forest	Monte	Agua
Clasificación	P. Cris1	**74,94**	16,19	0	0	0	0	0	0
	P. Cris 2	24,83	**77,14**	0	0	0	0	0	0
	C. inv	0	6,67	**100**	0	0	0	0	0
	C. ver	0	0	0	**100**	0	0	0	0
	Sd	0	0	0	0	**99,64**	0	0	0
	Forest	0	0	0	0	0	**88,24**	0	0
	Monte	0	0	0	0	0	11,76	**99,72**	0
	Agua	0	0	0	0	0	0	0	**100**

El análisis de la relación entre las cartografías generadas y las unidades de suelo mostró que, en la región geomorfógica Cuesta Basáltica, los pastizales P. Bas1 fueron los dominantes en las unidades de suelo Masoller y Cuchilla de Haedo-Paso de los Toros, mientras que los pastizales P. Bas2 dominaron en el resto de las unidades de suelo de esta región. En el Basalto, la agricultura y la forestación fueron dominantes solamente en la unidad de suelo Chapicuy (conformada por suelos originados a partir de depósitos sedimentarios y por lo tanto contrastantes con los suelos dominantes de la región), mientras que el monte nativo lo fue en la unidad de suelo Arapey (Figura 7a). En la región de la Cuenca Sedimentaria del Noreste, los pastizales P. SedNE2 dominaron en todas las unidades de suelo y los pastizales P. SedNE 1 alcanzaron su mayor cobertura en la unidad de suelo Capilla de Farruco. En esta región, la agricultura alcanzó su máxima cobertura en la unidad de suelo El Palmito, la forestación en la unidad de suelo Rivera y el monte nativo en la unidad Río Tacuarembó (Figura 7b). En la región de Sierras del Este, los pastizales P. Sie1 dominaron en las unidades de suelo Valle Fuentes, Carapé, Valle Aiguá, Sierra de Ánimas, Sierra de Aiguá y Santa Clara; mientras que P. Sie2 dominó en el resto de las unidades. La agricultura alcanzó su máxima cobertura en la unidad Valle Fuentes, mientras que la forestación y el monte nativo lo hicieron en la unidad Sierra de Ánimas (Figura 7c). En la región Centro-Sur (Cristalino), los pastizales P. Cris1 dominaron en todas las unidades de suelo y los pastizales P. Cris 2 alcanzaron su máxima cobertura en la unidad San Gabriel-Guaycurú. En el cristalino, la agricultura tuvo su máxima cobertura en la unidad La Carolina mientras que la forestación y el monte nativo la tuvieron en San Gabriel-Guaycurú (Figura 7d).

El análisis de la relación entre la cobertura de las clases cartografiadas y el agua potencialmente disponible neta (APDN) en los diferentes grupos CONEAT mostró una asociación muy clara. En todas las regiones geomorfólogicas analizadas, la proporción de pastizales del tipo 1 (pastizales abiertos ó con menor cobertura del suelo) disminuye a medida que aumenta el APDN de los suelos. En el caso de las regiones geomorfológicas Cuesta Basáltica y Sierras del Este, esta tendencia se interrumpe en las categorías con mucha agua potencialmente disponible (APDN alta y muy alta) (Figura 8).

DISCUSIÓN

El este trabajo presentamos la primera descripción espacialmente explícita, con un protocolo de realización documentado, sobre el uso/cobertura del suelo de una importante porción del Uruguay. Las cartografías generadas describen aproximadamente el 46 % del territorio nacional y el 70% de las regiones geomorfológicas predominantemente ganaderas (Figura 2). El trabajo presta especial atención a las diferentes unidades de pastizales naturales, principal sustento de la ganadería extensiva, uno de los pilares de la economía nacional. En este sentido cubre un gran vacío de información en un país en el cual los pastizales naturales son la cobertura del suelo mayoritaria, generando información sobre la ubicación en el espacio de las diferentes unidades de pastizal a partir de una descripción florística de las mismas. Reportamos también, el grado de avance de la frontera agrícola sobre los pastizales uruguayos, identificando el lugar y los principales tipos de usos agrarios intensivos de las regiones analizadas.

Los trabajos en la región que describen el uso/cobertura del suelo suelen agrupar a los pastizales naturales en una única clase (ver por ejemplo: Baldi y Paruelo, 2008, Guershman *et al.,* 2003b), juntando unidades de vegetación bastante heterogéneas. El trabajo aquí presentado discrimina entre diferentes unidades de pastizal dentro de cada una de las regiones analizadas. Estas diferentes unidades de pastizal están definidas en función de su composición de especies a partir del método fitosociológico (ver Lezama *et al.,* 2011 este número).

La unión de datos fitosociológicos con la información espectral provista por las imágenes Landsat TM, se mostró como una combinación muy adecuada y de alta precisión para una descripción exhaustiva de la cobertura/uso del suelo

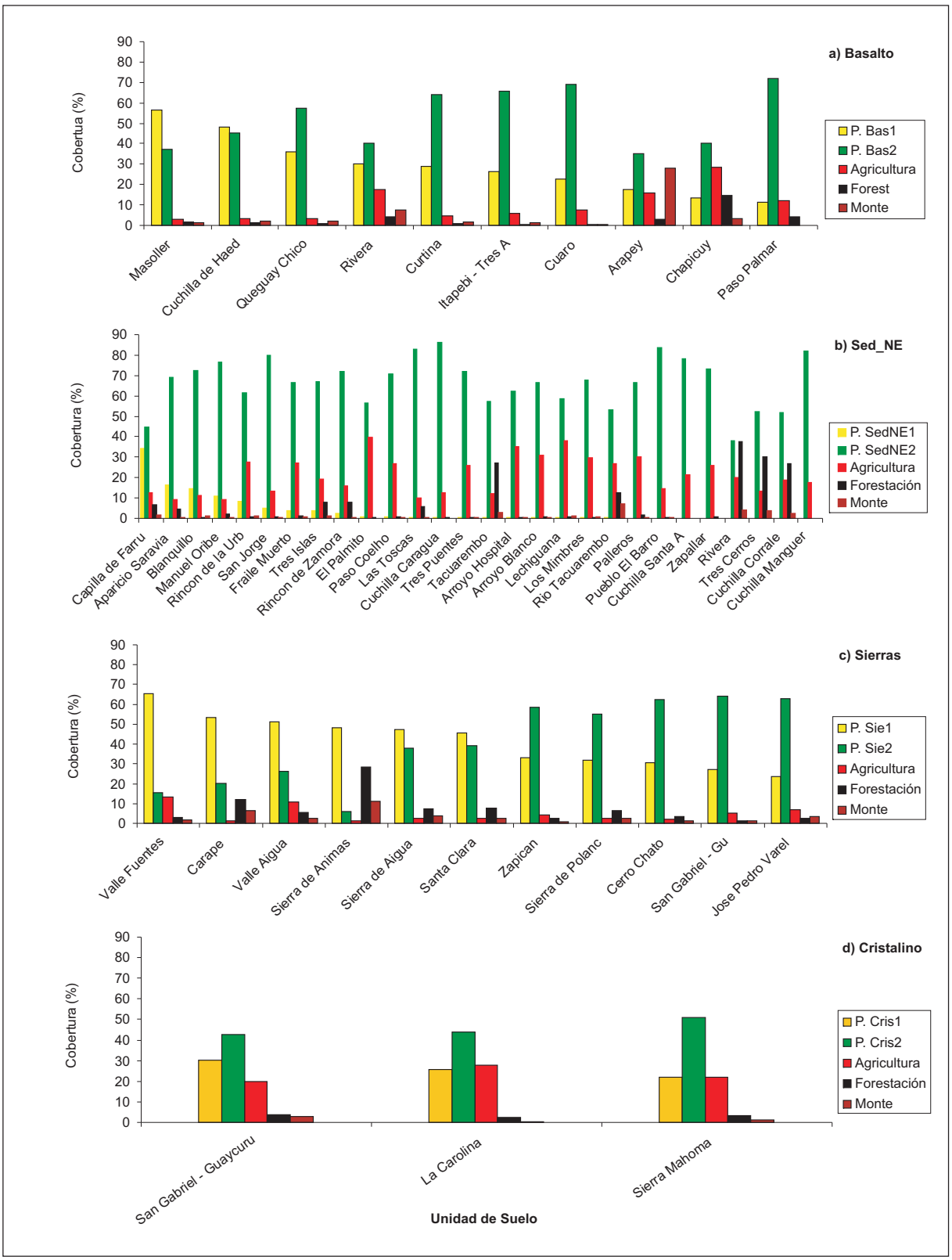


Figura 7. Porcentaje de las diferentes clases cartografiadas en las diferentes unidades de suelo comprendidas en cada región geomorfológica. P. Bas1 y P. Bas2. Pastizales de la Cuesta Basáltica 1 y 2; P. SedNE1 y P. Sed NE2: Pastizales de la Cuenca Sedimentaria del Noreste 1 y 2; P. Sie1 y P. Sie2: Pastizales de las Sierras del Este 1 y 2; P. Cris1 y P. Cris2: Pastizales de la Región Centro-Sur (Cristalino) 1 y 2.

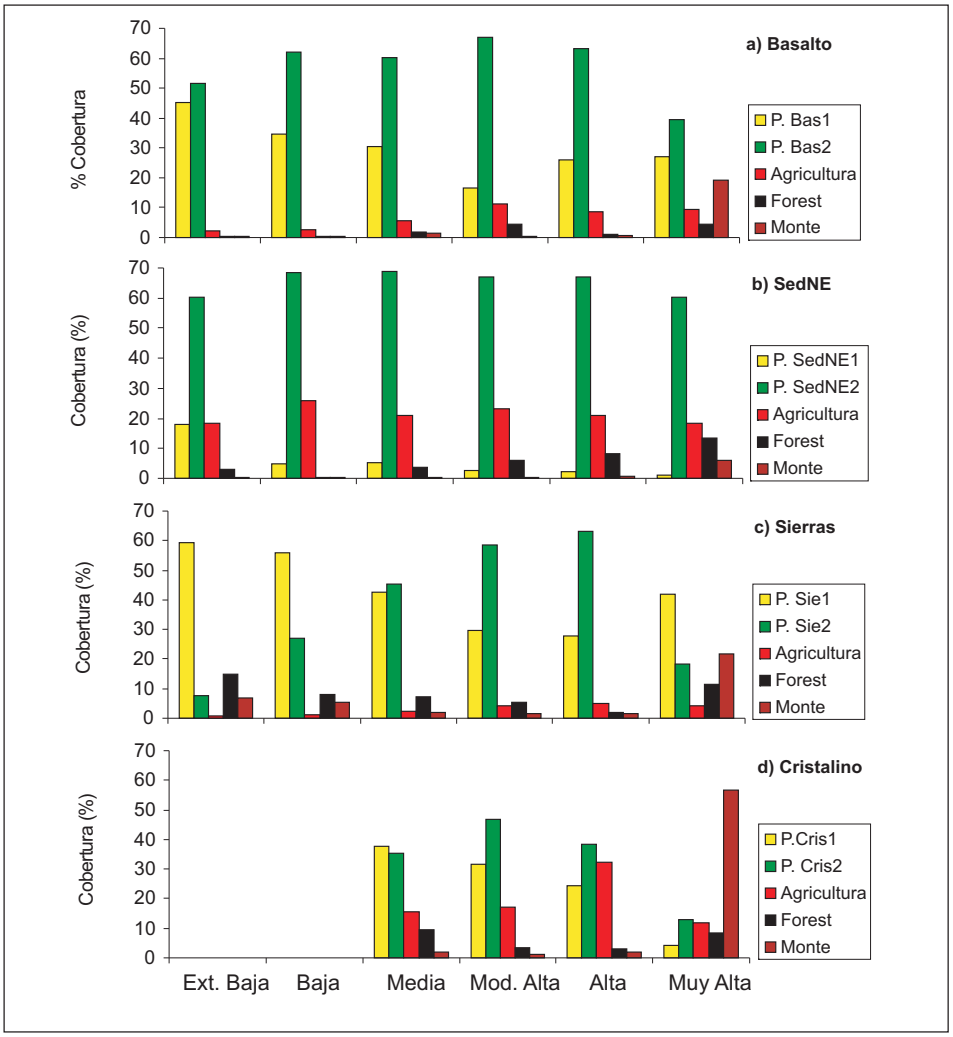


Figura 8. Porcentaje de cobertura de las diferentes clases cartografiadas para las distintas categorías de agua potencialmente disponible (APDN) de las unidades cartográficas CONEAT en las regiones geomorfológicas analizadas. P. Bas1 y P. Bas2. Pastizales de la Cuesta Basáltica 1 y 2; P. SedNE1 y P. Sed NE2: Pastizales de la Cuenca Sedimentaria del Noreste 1 y 2; P. Sie1 y P. Sie2: Pastizales de las Sierras del Este 1 y 2; P. Cris1 y P. Cris2: Pastizales de la Región Centro-Sur (Cristalino) 1 y 2.

sobre grandes extensiones de territorio. La exactitud global de las diferentes cartografías realizadas varió entre 95,3 y 99,4%, un resultado excelente que permite discriminar con claridad los principales usos del suelo en Uruguay. La exactitud en la discriminación de las diferentes unidades de pastizal varió entre 70 y 100% dependiendo de la región y la unidad de pastizal considerada, presentando un valor promedio de 86,5%. Estos resultados no son tan buenos como los de la exactitud global pero continúan siendo muy buenos si tenemos en cuenta la relativa homogeneidad fisonómica de los pastizales naturales.

La combinación de fitosociología con técnicas de teledetección ha sido escasamente usada. En Argentina, Zak y Cabido (2002) caracterizaron y cartografiaron la vegetación del Chaco utilizando censos fitosociológicos e imágenes Landsat; sin embargo, hay pocos trabajos en la bibliografía que intenten cartografiar, como en este caso, diferentes tipos de vegetación en zonas con fisonomía homogénea. En Uruguay, Baeza *et al.* (2010), en el marco de este mismo proyecto, utilizaron la misma aproximación para cartografiar las unidades de vegetación del Basalto Superficial. En este capítulo extendemos ese análisis a

todas las unidades geomorfológicas de Uruguay con predominancia de pastizales naturales.

Las cartografías generadas discriminan, en cada región, entre 2 grandes unidades de pastizal. Florísticamente, en cada región se discriminaron entre 3 y 5 unidades diferentes (ver Lezama *et al.,* en este volumen). La reducción a dos unidades por región responde a limitaciones en la resolución espacial y/o espectral de las imágenes utilizadas. En algunos casos las unidades de vegetación forman stands muy pequeños, marginales en el paisaje, cuya discriminación es dificultosa con un píxel de 30 x 30 m como el de las imágenes Landsat y/o cuando se realizan cartografías que cubren áreas tan extensas. Este es el caso por ejemplo de la unidad II del Basalto o la unidad III en la región de Sierras del Este (B-II y S-III en Lezama *et al.,* 2010 este volumen). En otros casos, la similitud en la fisonomía, fenología y cobertura del suelo entre diferentes unidades de pastizales naturales no permitió su discriminación espectral. Un ejemplo de está situación es lo ocurrido con las unidades S-II y S-IV y las unidades S-I y S-V de la región Sierras del Este. A la hora de cartografiar, se optó entonces por definir las unidades de pastizal en un nivel superior del dendrograma (con menor similaridad), agrupando los censos en 2 grupos más grandes. Estas unidades de vegetación cartografiadas también están definidas florísticamente y simplemente agrupan las unidades definidas por Lezama *et al.* (2011 este número) en grupos un poco más generales. Cartografías que intenten discriminar entre las diferentes comunidades de pastizal definidas por Lezama *et al.* (2010 este volumen) deberían utilizar imágenes de satélites con mayor resolución espacial como las provistas por el satélite Ikonos (resolución espacial pancromática: 1 x 1 m) o el satelite QuicBird (resolución espacial pancromática: 60 x 60 cm). Otra posibilidad es utilizar imágenes con mayor resolución espectral como el caso del sensor Hyperion (220 bandas espectrales contiguas, resolución espacial 30 m). Los sensores hiperespectrales, que registran la radiación reflejada en porciones estrechas y continuas del espectro electromagnético, han sido utilizados para discriminar entre diferentes comunidades de vegetación con fisonomía homogénea como humedales (Schmidt y Skidmore, 2003) o pastizales (Lewis, 1994).

El análisis de la relación entre las unidades de suelo y las unidades de vegetación muestra, prácticamente en todas las unidades geomorfológicas, la relación que existe entre el tipo de sustrato y la vegetación que soporta. En términos generales, las unidades mas xerófitas y/o con menor cobertura del suelo cobran mayor importancia en las unidades de suelo a escala 1:1000000 con predominancia de suelos superficiales (Figura 7). Esto es particularmente claro en el caso del Basalto y las Sierras del Este. En la Cuesta basáltica la unidad P. Bas1 es dominante en las unidades de suelo Masoller y Cuchilla de Haedo – Paso de los Toros, perdiendo la dominancia y disminuyendo su importancia relativa en unidades con dominancia de suelos medios y profundos (Figura 7a). En el caso de Sierras del Este, la unidad P. Sie1, es dominante en las unidades de suelo Valle Fuentes, Carapé, Valle Aiguá, Sierra de las Ánimas, Sierra de Aiguá y Santa Clara. Estas unidades poseen generalmente dominancia de suelos superficiales o moderadamente profundos. La unidad de sierras P. Sie2, pasa a ser dominante en aquellas unidades de suelo cubiertas mayoritariamente por suelos medios y profundos (Figura 7b). En el caso de la Cuenca Sedimentaria del Noreste, la unidad P. SedNE1, solo es relativamente importante (30 % de cobertura) en la unidad de suelo Capilla de Farruco, la única unidad de la Cuenca Sedimentaria del Noreste con predominancia de suelos superficiales. (Figura 7c). En el caso de la región Centro Sur (Cristalino), no se encontró una asociación marcada entre la vegetación y las unidades de suelo (Figura 7d). Esto puede deberse a el gran tamaño de las unidades de suelo de esa parte del país y/o a una peor definición de los grupos florísticos definidos fitosociológicamente. Además, según lo reportado en el último censo agropecuario (MGAP, DIEA 2000), la práctica de mejoramientos extensivos sobre pastizales naturales es bastante común en esta región, lo que podría contribuir a enmascarar la asociación entre vegetación y suelos. Es

importante destacar que las diferencias en la escala de análisis de la carta de suelos 1:1000000 y los mapas resultantes de nuestro trabajo, no permiten analizar estrictamente la relación entre los suelos y la vegetación cartografiada, por lo que este análisis solamente muestra grandes tendencias en dicha asociación.

Los patrones de asociación entre la vegetación y las características del suelo son más claros cuando analizamos la relación entre el agua potencialmente neta (APDN) en los grupos CONEAT y la cobertura de cada una de las clases cartografiadas. Para todas las unidades geomorfológicas cartografiadas, la proporción de las unidades de pastizal más xerófitas o con menor cobertura del suelo (Pastizales 1 en todos los casos), disminuye a medida que aumenta el agua disponible (Figura 8). En algunas unidades analizadas (Por ej. Basalto y Sierras) esta tendencia se interrumpe en la categoría suelos con APDN muy alta (y APDN alta en el caso del Basalto). Esto puede deberse a que las condiciones de anegamiento en algún momento del año impidan el desarrollo de comunidades de pastizal con alta cobertura vegetal. Esta mayor claridad en la asociación entre la vegetación y el APDN seguramente responda a una mejor resolución espacial del producto cartográfico y al hecho de relacionar la vegetación con una variable crítica como el agua disponible en los suelos. El tamaño promedio de las unidades cartográficas de las dos variables utilizadas para analizar la distribución de pastizales, ejemplifica las diferencias en la resolución espacial; mientras que en la Carta de Suelos 1:1000000 , el tamaño promedio de las unidades cartográficas es de 54.000 ha, en la cartografía CONEAT es de 520 ha.

A pesar del avance en la frontera agropecuaria, los pastizales naturales continúan siendo la cobertura del suelo dominante en las regiones analizadas. El porcentaje de pastizales naturales osciló entre un 69,3% en la Cuenca sedimentaria del Noreste y casi un 91,5% en la Cuesta basáltica, cubriendo en total el 81,7% del área cartografiada. Los grandes cambios en el uso del suelo responden a procesos diferentes en las distintas regiones analizadas. La forestación presenta su mayor desarrollo en la Cuenca Sedimentaria del Noreste (7.4%), seguida por la región Sierras del Este (6,6 %). Aún dentro de estas regiones la distribución espacial de la forestación no resultó homogénea. En la Cuenca Sedimentaria del Noreste, la forestación se presenta concentrada mayormente en la zona noroeste de la unidad geomorfológica, constituyendo uno de los polos forestales más importantes del país (Figura 4). La superficie forestada supera el 25% de la superficie en las unidades de suelo Tacuarembó, Cuchilla Corrales y Tres Cerros, y alcanza casi el 40% en la unidad de suelo Rivera (Figura 7). En la región de Sierras del Este la forestación se concentra mayoritariamente en la mitad sur de la unidad geomorfológica; en el centro sur de Lavalleja y el norte de Maldonado (Figura 5). La superficie forestada alcanzó al 28% en la unidad de suelos Sierra de Animas (Figura 7). Seguramente, el desarrollo forestal en la Cuenca Sedimentaria del Noreste y en Sierras del Este, sea aún mayor a lo reportado en este trabajo. Algunos casos de forestaciones recién implantadas que no se lograron captar con la clasificación, fueron detectados en el proceso de cartografía de ambas regiones. Estas situaciones generalmente quedaron confundidas con cultivos o suelo desnudo, dependiendo de la edad y el momento de implantación de las nuevas parcelas forestales.

La agricultura intensiva (cultivos de invierno y verano, pasturas implantadas) ocupó el 15,8 % del territorio analizado y fue máxima en la región Centro-Sur (22,2%) y la Cuenca Sedimentaria del Noreste (21,5%). Seguramente el avance de la frontera agrícola sea aún mayor que lo reportado en la región Centro-Sur. Un uso del suelo muy frecuente en esta zona del país son las pasturas implantadas; según el último censo agropecuario, las unidades censales que abarca la zona de estudio poseen en promedio un 13,5% de pasturas implantadas (MGAP, DIEA, 2000). El no haber definido esa categoría en la clasificación de esta región seguramente produjo una sobreestimación de la cobertura de los pastizales naturales, dado que las pasturas implantadas pueden presentar en algunos momentos del año respuestas espectrales similares a la de los pastizales (fundamentalmente los más productivos). La ausen-

cia de áreas protegidas en esta región del país, directamente enfocadas a la conservación de pastizales pone en riesgo la conservación de estos ecosistemas.

El abanico de posibilidades generadas a partir de la información provista por este proyecto es muy amplio. En primer lugar, la metodología desarrollada abre las puertas para una evaluación formal del cambio en el uso del suelo en nuestro país y los impactos que genera. Clasificaciones sucesivas a lo largo del tiempo, como las presentadas en este trabajo, permitirán evaluar con facilidad el grado y las tendencias de los principales cambios en el uso del suelo. Esta información es extremadamente importante si tenemos en cuenta que la cobertura/uso del suelo es el principal control en el espacio y en el tiempo del flujo de energía y el ciclado de carbono y agua en los ecosistemas terrestres (Townshend *et al.,* 1992); regula también muchos de los servicios que los humanos obtenemos de los ecosistemas como al purificación del aire y del agua, la regulación del clima y los flujos hidrológicos o la regeneración de la fertilidad de los suelos (Daily *et al.,*1997); y es uno de los principales controles del fenómeno conocido como cambio global (Foley *et al.,* 2005).

En segundo lugar, la información generada permite una caracterización del funcionamiento ecosistémico de los pastizales naturales uruguayos. La posibilidad de combinar los mapas de los pastizales naturales uruguayos con imágenes de satélite de alta resolución temporal como la generadas por los sensores MODIS o AVHRR permitiría evaluar el funcionamiento de estos ecosistemas de pastizal en términos de la fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa interceptada por la vegetación verde (fRFA) y la Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) (por una explicación detallada de la metodología para estimar la PPNA a partir de imágenes de satélite ver Paruelo *et al.,* 2010 y/o Oyarzabal *et al.,* 2010 en este volumen). Utilizando ambas aproximaciones, la cartografía de pastizales a partir de datos fitosociológicos e imágenes Landsat y estimando la PPNA a partir de imágenes MODIS, Baeza *et al.* (2010) determinaron la variación espacial y temporal de la PPNA en pastizales naturales del Basalto superficial. Parte de ese proceso puede verse el capítulo sobre caracterización funcional que forma parte del presente volumen (Baeza *et al.,* 2011 este número). Dado que la PPNA es el principal control de la carga de ganado en sistemas de ganadería extensiva (Oesterheld *et al.,* 1998), realizar estimaciones de la PPNA asociadas a las diferentes unidades de pastizales naturales permitiría evaluar la disponibilidad de forraje a nivel de potrero en establecimientos agropecuarios, definiendo y mejorando el manejo de la carga ganadera.

Toda la información generada en este trabajo, así como las posibilidades que brinda, permitirá optimizar el manejo y conservación de los pastizales naturales de Uruguay, la principal cobertura del suelo en nuestro país.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue parcialmente financiado por un subsidio proveniente del Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) CRN-2031 el cual recibe el apoyo de la US National Science Foundation (Grant GEO-0452325).

BIBLIOGRAFÍA

ALTAMIRANO, A.; DA SILVA, H.; DURÁN, A.; ECHEVERRÍA, A.; CANARIO, D.; PUENTES, R. 1976. *Clasificación de Suelos.* Dirección de Suelos y Fertilizantes. Ministerio de Agricultura y Pesca. Tomo I. Montevideo.

BAEZA, S.; LEZAMA, F.; PIÑEIRO, G.; ALTESOR, A.; PARUELO, J.M. 2010. Spatial variability of aboveground net primary production in Uruguayan Grasslands: A remote sensing approach. Applied Vegetation Science13: 72–85.

BAEZA, S.; PARUELO, J.M.; ALTESOR, A. 2006. Caracterización Funcional de la Vegetación de Uruguay Mediante el Uso de Sensores Remotos. Interciencia 31: 382-388.

BAEZA, S.; PARUELO, J.M.; LEZAMA, F.; ALTESOR, A. 2011. Caracterización funcional en pastizales y sus aplicaciones en Uruguay. En: Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

BALDI, G.; GUERSCHMAN, J.P.; PARUELO,

J.M. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. Agriculture Ecosystem & Environment 116: 197–208.

BALDI, G.; PARUELO, J.M. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. Ecology and Society 13(2): 6. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art6/

CARRERE, R. 1990. El bosque natural uruguayo, caracterización y estudios de caso. Investigaciones, CIEDUR.

CHANDER, G.; MARKHAM, B.L. 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures, and post-calibration dynamic ranges. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 41: 2674–2677.

CHANDER, G.; MARKHAM, B.L.; BARSI, J.A. 2007. Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters, 4: 490-494.

CHANETON, E. 2005. Factores que determinan la heterogeneidad de la comunidad vegetal en diferentes escalas espaciales. En: La heterogeneidad de la vegetación de los agroecositemas; un homenaje a Rolando León. Oesterheld, M. *et al.*, editores. Editorial Facultad de agronomía. Buenos Aires, Argentina. Pp. 19-42.

CHUVIECO, E. 2002. Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el Espacio. Editorial Ariel, Barcelona, España.

CLARK, D.B.; READ, J.M.; CLARK, M.L.; CRUZ, A.M.; DOTTI, M.F.; CLARK, D.A. 2004. Application of 1-m and 4-m resolution satellite data to ecological studies of tropical rain forests. Ecological Applications, 14:61-74.

CONGALTON, R. 1991. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. Remote Sensing of Environment 37: 35-46.

CURRAN, P.J. 1985. Principles of remote sensing. Longman Scientific & Technical, London.

DAILY, G.C. 1997. Introduction: What are ecosystem services? Páginas 1-10 en G. Daily, editor. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Press, Washington, D.C.

DEFRIES, R.S.; HANSEN, M.C.; TOWNSHEND, J.R.G.; SOHLBERG, R.S. 1998. Global land cover classifications at 8 km spatial resolution: the use of training data derived from Landsat imagery in decision tree classifiers. International Journal of Remote Sensing, 19, 3141-3168.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. 2005. Global consequences of land use. Science 309, 570–574.

GITAY, H.; NOBLE, I.R. 1997. What are functional types and how should we seek them? En: Plant functional types, their relevance to ecosystem properties and global change. Cambridge Univ. Press. Cambridge.

GUERSHMAN, J.P.; PARUELO, J.M.; BURKE, I.C. 2003a. Land Use Impacts on the Normalized Difference Vegetation Index in Temperate Argentina. Ecological Applications 13: 616-628.

GUERSHMAN, J.P.; PARUELO, J.M.; DI BELLA, C.; GIALLORENZI, I.C.; PACIN, F. 2003b. Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. International Journal of Remote Sensing. 24: 3381-3402.

HANSEN, M.C.; DEFRIES, R.; TOWNSHEND, J.R.G.; SOHLBERG, R. 2000. Global land cover classification at 1 km spatial resolution using a classification tree approach. International Journal of Remote Sensing. 21: 1331-1364.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2000. Special report on land use, land-use change, and forestry. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

LAVOREL, S.; MCINTYRE, S.; LANDSBERG, J.; FORBES, T.D.A. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. Trends in Ecology & Evolution 12: 474–478.

LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; PEREIRA, M.; PARUELO, J.M. 2011. Descripción de la heterogeneidad florística de las principales regiones geomorfológicas de Uruguay. En: Altesor, A., W. Ayala y

J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

LEWIS, M.M. 1994. Species composition related to spectral classification in an Australian Spinifex hummock grassland. International Journal of Remote Sensing, 15: 3223–3239.

LILLESAND, T.; KIEFER, R. 1994. Remote Sensing and Image Interpretation, 3rd Ed. (New York: John Wiley & Sons).

MCGUIRE, A.D.; SITCH, S.; CLEIN, J.S.; DARGAVILLE, R.; ESSER, G.; FOLEY, J.; HEIMANN, M.; JOOS, F.; KAPLAN, J.; KICKLIGHTER, D.W.; MEIER, R.A.; MELILLO, J.M.; MOORE III, B.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; REICHENAU, T.; SCHLOSS, A.; TIAN, H.; WILLIAMS, L.J.; WITTENBERG, Y.U. 2001. Carbon balance of the terrestrial biosphere in the twentieth century: Analyses of CO_2, climate and land use effects with four pro process-based ecosystem models. Global Biogeochemical Cycles 15: 183-206.

MILLOT, J.C.; RISSO, D.; METHOL, R. 1987. Relevamiento de Pasturas Naturales y Mejoramientos Extensivos en Áreas Ganaderas del Uruguay. Consultora FUCREA. Informe Técnico para la Comisión Honoraria del Plan Agropecuario, MGAP, Montevideo.

MINISTERIO DE GANADERÍA, AGRICULTURA Y PESCA. DIRECCIÓN DE ESTADÍSTICAS AGROPECUARIAS (MGAP, DIEA). 2000. Censo General Agropecuario. Disponible en Internet: www.mgap.gub.uy.

MGAP/DGRNR/CONEAT. 1979. Grupos de suelos e índices de productividad. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, Montevideo, Uruguay.

MOLFINO, J.H. 2009 Estimación del agua potencialmente disponible en los grupos CONEAT. Acuerdo de Trabajo: MGAP (DIRENARE) – INIA (GRAS). Disponible en http://www.inia.org.uy/online/files/contenidos/link_28102009105045.pdf

MYNENI, R.B.; KEELING, C.D.; TUCKER, C.J.; ASRAR, G.; NEMANI, R.R. 1997. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981-1991. Nature 386: 698-702.

OESTERHELD, M.; DIBELLA, C.M.; KERDILES, H. 1998. Relation between NOAA AVHRR satellite data and stocking rate of rangelands. Ecology Application 8: 207–212.

OYARZABAL M.; OESTERHELD, M.; GRIGERA, G. 2011. ¿Cómo estimar la eficiencia en el uso de la radiación mediante sensores remotos y cosechas de biomasa? Un ejemplo local. En: Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

PANARIO, D. 1987. Geomorfología del Uruguay. Publicacion de la Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

PARUELO, J.M.; OYARZABAL, M.; OESTERHELD, M. 2011. El Seguimiento de los recursos forrajeros mediante sensores remotos: bases y aplicaciones. En: Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

PARUELO, J.M.; GUERSHMAN, J.P.; G. BALDI, G.; DI BELLA, C. 2004. La estimación de la superficie agrícola. Antecedentes y una propuesta metodológica. Interciencia, 29: 421-427.

PARUELO J.M.; JOBBAJY, E.; SALA, O.E. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. Ecosystems, 4: 683-698.

ROSENGURTT, B. 1944. Estudios sobre praderas naturals del Uruguay. 4ª Contribución. AGROS, 134:1-45.

SCHMIDT, K.S.; SKIDMORE, A.K. 2003. Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. Remote Sensing of Environment, 85, 92-108.

SORIANO, A. 1991. Rio de la Plata Grasslands pp. 367-407. En: R. T.Coupland editor Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

SGANGA, J.C. 1994. Caracterización de la Vegetación de la República Oriental del Uruguay. En: Contribución de los estudios edafológicos al conocimiento de la vegetación en la República Oriental del Uruguay. Boletín técnico Nº 13, MGAP, Dirección Suelos y Aguas, Montevideo.

TERRADAS, J. 2001. Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes. Editorial Omega, Barcelona, España.

TOWNSHEND, J.R.G. (editor). 1992. Improved global data for land applications: a proposal for a new high resolution dataset. Report No 20, International Geosphere-Biosphere Program, Stockholm, Sweden.

TOWNSHEND, J.R.G.; JUSTICE, C.; LI, W.; GURNEY, C.; MCMANUS, J. 1991. Global land cover classification by remote sensing: present capabilities and future possibilities. Remote Sensing of Environment, 35, 243– 255.

ZAK, M.R.; CABIDO, M. 2002. Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology. Applied Vegetation Science. 5: 213-226.

Perelman, S. B.[1]; León, R. J. C.[1]

[1]Facultad de Agronomía- IFEVA, Univ. Buenos Aires- CONICET. Av. San Martín 4453- Buenos Aires,Argentina.
perelman@agro.uba.ar

CAPÍTULO III. Caracterización de las comunidades vegetales y su importancia en sistemas ganaderos extensivos

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

Los sitios de pastizal que comparten el mismo tipo de comunidad vegetal coinciden en los momentos de máxima producción de biomasa, en los de máxima caída de semillas de algunos de sus componentes o los de máximo crecimiento de sus sistemas radicales, que asegurarán su supervivencia frente a eventos de sequía. Todos esos aspectos son de enorme importancia para diagramar un manejo sustentable del pastizal, que debería apoyarse en el conocimiento de la heterogeneidad de la vegetación para poder comprender luego las singularidades de funcionamiento de cada una de las comunidades. En este capítulo se aborda este problema, se describen algunas herramientas metodológicas para la delimitación y caracterización de comunidades de pastizal, se presentan algunos estudios de descripción de la heterogeneidad que realizaron diversos investigadores en los pastizales del Río de la Plata y se relatan brevemente situaciones ya documentadas de aplicación de este conocimiento al manejo forrajero. Finalmente se presentan algunos ejemplos que ilustran cómo la caracterización de las comunidades de pastizal también ha resultado una herramienta fundamental para interpretar fenómenos tan distintos como el «envejecimiento de las pasturas implantadas» o la «homogeneización del paisaje», la «invasión de los pastizales por especies exóticas» así como para esclarecer la confusión entre «desertización» y «aridez».

HETEROGENEIDAD DE LA VEGETACIÓN Y EL AMBIENTE EN LOS PASTIZALES

Los pastizales naturales y semi-naturales muestran diferencias entre sitios en la presencia y ausencia o en la abundancia relativa de las especies que los componen. Esta heterogeneidad en la composición florística no es azarosa sino que resulta de la respuesta de las poblaciones vegetales a la variación espacial de los factores ambientales, ya sea a los factores bióticos, ej.: presencia de herbívoros u otras especies de plantas, a los factores abióticos tales como las características del clima y del suelo, como también al manejo agropecuario (Urban *et al.,* 1987, Batista *et al.,* 2005, Auerbach y Shmida, 1987, Adler *et al.,* 2001). Estos factores afectan de manera diferencial al crecimiento de las plantas de distintas especies, a veces comprometiendo la supervivencia de la especie en ese ambiente. Como consecuencia, en una amplia recorrida por una extensa región de pastizales se pueden encontrar distintas combinaciones de especies en sitios que pueden tener entre sí diferencias poco evidentes en su topografía, sus tipos de

suelos o su historia de uso agropecuario, pero además, el observador atento notará que determinadas combinaciones de especies vuelven a repetirse en otros puntos del paisaje donde es muy probable que se repitan las mismas características de aquellos factores subyacentes, aunque éstos resultan menos visibles. Los grupos de especies que coinciden en estar presentes en ambientes semejantes y también coinciden en excluirse con otros conjuntos de especies, permiten identificar *tipos de comunidades vegetales* con respuesta semejante a una particular combinación de los factores del ambiente, incluyendo muy especialmente al manejo pastoril como factor ambiental que modifica a la vegetación (Milchunas *et al.,* 1998, Chaneton *et al.,* 2002). Los sitios de pastizal que comparten el mismo tipo de comunidad vegetal presentan la misma dinámica de producción de biomasa entre estaciones y también coinciden en sus momentos de mayor vulnerabilidad a la remoción de biomasa y al pisoteo, entre otras similitudes.

Cada tipo de comunidad de pastizal posee, según las especies que lo componen, características estructurales que la hacen singular en su funcionamiento. Por tal razón, para ser manejada convenientemente esa singularidad debe ser respetada. Si se desea obtener mejor rendimiento de un aparato cualquiera o si se pretende repararlo cuando no marcha convenientemente o manejarlo bien para que no se deteriore, no se duda en preguntar cuál es su marca, su modelo, su fabricante. De igual forma se debe actuar cuando se pretende lo mismo de un pastizal, en el que la heterogeneidad espacial y temporal debe ser comprendida y aprovechada manejando por separado y de manera diferencial a cada una de las áreas cubiertas por distintos tipos de comunidades vegetales. Para evitar por ejemplo, que las comunidades que contienen mayor biomasa de pastos de menor calidad resulten subpastoreadas y que las de mayor calidad se vean deterioradas por sobrepastoreo en el mismo lote o para programar descansos en los períodos necesarios para favorecer el rebrote y/o dispersión de semillas de las especies de mayor valor forrajero. Sin embargo, es aún bastante frecuente que en sistemas de ganadería extensiva estos recursos sean utilizados indistintamente sin diferenciar entre ellos los momentos más adecuados para variar la carga animal.

Estas prácticas resultan contradictorias con el discurso predominante en las reuniones de asesores de ganaderos, donde no es raro escuchar elogiosos comentarios referidos a las ventajas de manejar el rodeo teniendo en cuenta la heterogeneidad de la vegetación natural (Fernández Greco *et al.,* 1995, Fernádez Grecco, 1999; Deregibus *et al.,* 1995, Agnusdei *et al.,* 1997). Aparentemente, la ciencia forrajera ya no apuesta tan fuertemente al reemplazo de los pastizales por pasturas coasociadas ni a la consiguiente extrapolación de modelos de producción importados casi intactos como paquete tecnológico completo desde otros continentes. A pesar de ello, sin dudas es bastante más complicado reconocer la heterogeneidad del recurso natural y aprender a manejarlo para maximizar la productividad y sustentabilidad de cada una de sus comunidades vegetales aún estando convencidos de las ventajas asociadas. En consecuencia, excelentes intenciones de manejar racionalmente la heterogeneidad no siempre se concretan exitosamente en el accionar cotidiano.

En algunas regiones no es tan difícil identificar la heterogeneidad ambiental, los encargados de campo o los peones con experiencia son hábiles observadores y pueden reconocerlos en su establecimiento o en determinados potreros. Ese conocimiento generalmente se basa más en la topografía y otras características físicas generales que en las especies vegetales que componen el pastizal. Estas características son, por ejemplo, la frecuencia de las inundaciones, la duración de las mismas, los efectos de la sequía resquebrajando el suelo, el afloramiento de rocas o de tosca. En cuanto a la heterogeneidad exclusiva de la vegetación, las características que resultan más visibles para la gente de campo son las relacionadas con la presencia de árboles esparcidos, la de arbustos aislados o agrupados, la de vegetación dominada por matas cespitosas (tipo pajonal) altas o bajas o la ausencia total de éstas y la presencia continuada de un tapiz herbáceo de poca altura (tipo césped

implantado). Estas diferencias fisonómicas de la vegetación, basadas en aspectos estructurales tales como cobertura, tipos de matas, formas de vida, altura y estratificación, a veces incluyen la identidad de la especie dominante (estepa graminosa de coirón dulce *Festuca pallescens* en Patagonia, pastizal de paja colorada o césped de pasto horqueta en la Mesopotamia o pajonal de paja de techar *Paspalum quadrifarium* en la Pampa Deprimida o maciega de *Stipa charruana* en Uruguay). Sin embargo, en la mayoría de los sistemas pasturiles resulta especialmente importante, para reconocer y utilizar adecuadamente la heterogeneidad del recurso, no sólo diferenciar entre fisonomías o especies dominantes, sino que es necesario profundizar hasta el reconocimiento amplio de sus componentes florísticos para identificar las distintas comunidades que corresponden a una misma unidad fisonómica.

Esto se debe al hecho comentado de que los cientos de especies vegetales que componen la flora característica de una región claramente no se distribuyen al azar en ella y diferentes tipos de comunidades con sus particulares elencos de especies, aún cuando presentan idéntica fisonomía en ciertos momentos del año, aparecen asociadas a distintas características ecológicas, físicas o de historia de manejo. Estos tipos de comunidades que se repiten, asociadas a determinadas características ambientales que no siempre resultan evidentes, son las que se requiere poder identificar para manejarlas adecuadamente. Algunas de ellas, por ejemplo, poseen más especies que vegetan en invierno y florecen en primavera. En otras predominan especies estivales que florecen en verano tardío. Esos comportamientos diferenciales de cada comunidad, denominados aspectos fenológicos, no deberían ser soslayados por quien las maneja. Ellos son los que caracterizan los momentos de máxima producción de biomasa de cada uno de los tipos de comunidad de pastizal, o los de máxima caída de semillas, que permiten la reimplantación de algunos de sus componentes, o los de máximo crecimiento de sus sistemas radicales, que aseguran su supervivencia frente a eventos de sequía. Todos esos aspectos son de enorme importancia para diagramar un manejo sustentable (de productividad sostenida en el tiempo) del pastizal. Por tal razón, los descansos, las distintas cargas ganaderas, la calidad de los animales asignados a cada una de ellas, deberían tenerlas en cuenta.

DELIMITACIÓN DE TIPOS DE COMUNIDADES VEGETALES

En muchos países existen metodologías acuñadas y de uso común para definir las comunidades que se pueden reconocer dentro de una determinada formación fisonómica (bosque, matorral o pastizal). Los estudios para caracterizar comunidades generalmente cumplen con las siguientes etapas:

a. Un análisis de la fotocobertura aérea o de imágenes espectrales de la escala adecuada para estudiar la heterogeneidad fisiográfica o de paisaje del territorio en cuestión, actividad que permite delimitar unidades fisiográficas para conducir en ellas un trabajo de muestreo exhaustivo y eficiente.

b. Determinación del área mínima para aplicar en la realización de los censos de vegetación. Esto tiene como objetivo identificar el tamaño adecuado de parcela para relevar una superficie suficientemente amplia de manera que incluya la totalidad o una proporción muy alta del número total de especies que interactúan en esa comunidad.

c. Colección de los datos de vegetación. En cada una de las unidades fisiográficas determinadas previamente se delimitan áreas piloto representativas donde se efectúa el relevamiento de campo. Este trabajo consiste en realizar censos de vegetación en todas las diferentes áreas más o menos homogéneas estructural y florísticamente (denominadas generalmente «stands») presentes dentro de esas áreas piloto. La realización de un censo consiste en la confección de una lista de especies presentes en un área que previamente se determinó como área mínima, demarcada dentro de un stand homogéneo; la caracterización de cada especie con alguna medida o estimación de abundancia-cobertura y el regis-

tro de otros datos que permitan reubicar el lugar del censo (coordenadas espaciales) y que lo caractericen ecológicamente (pendiente, altura relativa, exposición, relaciones de vecindad, características evidentes del suelo).

d. Comparación y análisis de la información: tratamiento de los datos, a fin de evaluar similitudes y disimilitudes entre el material de censos disponible. Identificación de grupos de especies indicadoras y de conjuntos de censos semejantes. Para ello se calculan índices de similitud entre todos los pares de sitios, sobre la base de la proporción de especies compartidas en relación al total de especies que contienen. Asimismo se calculan medidas de asociación entre todos los pares de especies considerando la cantidad de ocurrencias conjuntas en los mismos sitios relativa a la amplitud de las especies en cuestión. Estas medidas permiten clasificar sitios (censos) en grupos que representan a los tipos de comunidades y a las especies en conjuntos que representan los grupos de especies diferenciales (Digby y Kempton, 1987, Perelman *et al.,* 2005). En la Figura 1 se puede observar el resultado de la clasificación jerárquica de sitios (columnas de la tabla) en comunidades y la clasificación de especies (filas de la tabla) en grupos florísticos. Los dendrogramas asociados permiten comprender el grado de parentesco entre los grupos.

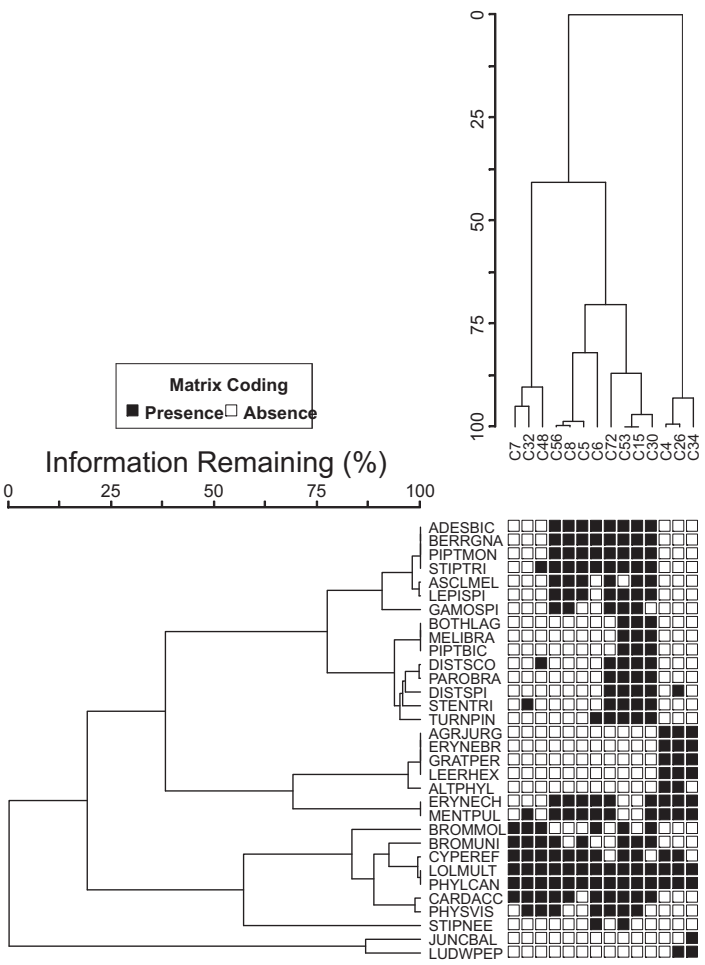


Figura 1. Clasificación jerárquica de especies (filas) y sitios (columnas) de pastizal. Tabla reducida con fines didácticos.

A través de los grupos florísticos que las caracterizan se describen los tipos de comunidades encontradas. El Cuadro 1 es una Tabla Fitosociológica que muestra la composición florística de algunas de las comunidades definidas para la Pampa Deprimida. Los valores de constancia en el cuerpo de la tabla indican el porcentaje de sitios relevados de cada comunidad en que se encontró la especie en cuestión. La comunidad 2 es una de las Praderas de Mesofitas, las 4 y 5 corresponden a las Praderas Húmedas de Mesofitas, las 6 y 7 a las Praderas de Hidrofitas y las 8 y 9 a Estepas de Halofitas. Nótese que para reconocer a campo a la Pradera de Mesofitas no es suficiente constatar que *Paspalum dilatatum* o *Adesmia bicolor*, dos forrajeras valiosas, están presentes en el 92% y el 54% de los sitios, ya que tanto estas como las otras especies del Grupo IX también están presentes en las comunidades 4, 5 y 6. En cambio, este reconocimiento se completa si se suma la presencia de varias de las especies de los grupos II y III. De la observación de la tabla también se desprende que los grupos florísticos resultan siempre mejores indicadores del ambiente que las especies tomadas individualmente, ya que todas tienen constancias menores a 100%, es decir que todas ellas pueden estar ausentes en algunos sitios de la comunidad y ser reemplazadas por otras especies del grupo.

e. Eventualmente el trazado de mapas de comunidades o de complejos de comunidades que permitan evaluar la superficie que ocupan en la región, señalar sus relaciones de vecindad y comparar su ubicación con unidades

Cuadro 1. Tabla Fitosociológica de constancia de las especies de los grupos florísticos en algunas comunidades de la Pampa Deprimida. Los puntos corresponden a valores de constancia < 10%. (Adaptado de Perelman et al. 2001, se conservó la denominación de los grupos florísticos y las comunidades vegetales de aquella publicación, donde se puede ver la tabla completa).

Grupos Florísticos	Tipo de Comunidad →	2	4	5	6	7	8	9
	Número de censos →	74	102	82	90	47	67	59
II	*Diodia dasycephala*	31	.	.	.			
	Sida rhombifolia	43	.	.	.		.	
	Aster montevidensis	43	.	.	.		.	.
	Solidago chilensis	11	.	.			.	.
	Echium plantagineum	34	.	.	.	.		
III	*Eryngium elegans*	30	.	.	.		.	
	Carduus microcephalus	27	.	.			.	
	Facelis retusa	16	.	.	.			
	Soliva pterosperma	16	.	.	.		.	
	Silybum marianum	15	.	.				
	Cyperus eragrostis	12	.	.	.	.		
	Chrysanthemum leucanthemum	12	.	.			.	
IV	*Bromus unioloides*	43	.	.	.		.	
	Eleusine tristachya	24	.	.	.		.	12
VI	*Cynara cardunculus*	26	14		.		.	.
	Ammi majus	30	15	.	.		.	
	Centaurea calcitrapa	62	28	.	.		.	
	Piptochaetium stipoides	.	16	.	.			.
	Carthamus lanatus	54	28	.	.		.	
	Margyricarpus pinnatus	54	28	.	.			.
	Conyza chilensis	11	19	.			.	.
	Convolvulus hermanniae	58	19	.			.	.
	Chevreulia sarmentosa	35	23	.	.			.
	Eragrostis lugens	26	23	.	.		.	.
	Oxypetalum solanoides	38	11	.				
	Physalis viscosa	50	17	.				.
	Melica brasiliana	61	24	.				
	Briza subaristata	38	12	.			.	
VII	*Stipa trichotoma*	39	19	.	.		.	
	Hybanthus parviflorus	30	19	.	.			
	Micropsis spathulata	16	18	.	.		.	.
	Trifolium dubium	14	14	.	.	.	.	
VIII	*Carduus acanthoides*	76	34	13	.	.	.	
	Piptochaetium bicolor	76	55	23	.			.
	Piptochaetium montevidense	43	45	17	.		.	
	Asclepias mellodora	.	30	34	.	.	.	.
	Hypochoeris radicata	69	28	16	.		.	.
	Silene gallica	64	35	20	.		.	
	Verbena montevidensis	30	21	17	.			
	Juncus capillaceus	22	17	12	.		.	.
	Cuphea glutinosa	30	23	11				
	Oxalis sp	43	20	15	.	.	.	
	Glandularia dissecta	39	27	18	.		.	
IX	*Paspalum dilatatum*	92	64	60	20	.	.	.
	Vulpia sp	72	62	61	19	.	.	.
	Cyperus reflexus	55	19	13	27	.	.	22
	Adesmia bicolor	54	54	50	11	.	.	.
	Danthonia montevidensis	.	36	38	18	.	.	.
	Stipa formicarum		.	11	42		.	.

Continuación

Grupos Florísticos	Tipo de Comunidad -->	2	4	5	6	7	8	9
	Número de censos -->	74	102	82	90	47	67	59
X	*Solanum glaucophyllum*	.	.	11	41	72	.	
	Pamphalea bupleurifolia		11	24	47	26	.	.
	Alternanthera philoxeroides		.	17	50	79	.	
	Paspalidium paludivagum	.	.	11	41	40	.	
	Leersia hexandra	.	.	13	31	60	.	.
	Agrostis jurgensii		.	17	29	15	.	.
	Eleocharis viridans		.	15	.	21		.
XI	*Eleocharis macrostachya*		.	.	18	.		
	Gratiola peruviana			.	21	21		.
	Agrostis avenacea				18	11	.	
	Echinochloa helodes		.	.	11	40	.	.
	Marsilea concinna		.	.	16	28		.
XII	*Glyceria multiflora*			.		53		
	Ludwigia peploides			.	.	51		
	Polygonum punctatum				.	36		
	Echinodorus grandiflorus					19		
	Lilaeopsis sp				.	17		
	Scirpus californicus		.			17		
	Paspalum lividum			.	.	17		
	Luziola peruviana			.		15		
XIII	*Stipa papposa*	81	64	44	.		55	46
	Stipa neesiana	87	53	33	.		21	20
	Bothriochloa laguroides	81	70	56	.		12	14
XIV	*Eleocharis haumaniana*		.	20	21	19		.
	Panicum gouinii	.	.	20	42	26	.	
XV	*Hydrocotyle sp*	.	.	.	28	28	18	.
	Polypogon monspeliensis	.	.	.	19	32	16	.
	Apium sellowianum	.	.	.	11	13	21	.
XVI	*Lepidium bonariense*	11	.	.	.		18	
	Parapholis incurva		.	.	.		16	.
XVII	*Monerma cylindrica*		.	.	.		40	29
	Hordeum stenostachys	.	11	.	.		13	92
	Nostoc sp	.	.	.	.	17	34	70
	Lepidium parodii			.			28	31
	Sporobolus pyramidatus		.		.		28	80
	Puccinellia glaucescens						18	20
XVIII	*Pappophorum mucronulatum*							20
	Acicarpha procumbens			.	.			44
	Chloris berroi		.		.			37
	Petunia parviflora		.			.		25
	Spergula villosa		.		.	.		20
	Senecio pinnatus							22
	Diplachne uninervia		.	.	.		.	41
XXII	*Lolium multiflorum*	69	79	88	74	21	72	49
	Phyla canescens	69	74	96	83	49	42	29
	Aster squamatus	12	35	54	77	51	39	29
	Eryngium echinatum	30	68	74	78	15	31	41
	Spilanthes stolonifera	42	72	72	67	17	25	41
	Centaurium pulchellum	64	69	78	39	.	82	24

de mapas topográficos, edáficos y/o de uso de la tierra, existentes.

f. Muy frecuentemente, se conduce un paso posterior a la identificación de las comunidades, para evaluar los factores determinantes de la heterogeneidad descripta. Por ejemplo, en la Pampa Deprimida se estudiaron las relaciones de las comunidades con el tipo de suelo, el perfil edáfico y la ubicación de los horizontes salinos (Batista y León 1992, Batista *et al.,* 2005). En el mismo ambiente se investigaron los factores determinantes de la heterogeneidad en distintas escalas (Perelman *et al.,* 2001) y se observó, entre otros resultados, que el reemplazo de pastos C_3 (primavero-estivales) por pastos C_4 (estivo otoñales) responde más fuertemente al gradiente de pH en los suelos (escala de paisaje) que al gradiente de latitud (escala regional).

El principal resultado de un estudio de este tipo (que normalmente podría finalizar en el ítem *d* explicado anteriormente) es la tabla fitosociológica, que muestra cuáles son las comunidades diferentes, cuántas son y cuáles son las especies que permiten reconocerlas a campo. Eventualmente la existencia de un mapa de complejos de comunidades puede proveer información acerca de su importancia relativa en términos de la extensión que ocupan en el espacio. Por otra parte, el estudio de los factores asociados a la heterogeneidad nos permite acercarnos a la comprensión de sus principales determinantes. Pero en rigor de verdad, estos estudios no nos dan de manera directa pautas para la incorporación de tecnología que permita lograr una optimización del uso del recurso forrajero, ni ningún otro tipo de recomendación para su manejo. Solo nos ayudan a diferenciar aquello que debe recibir tratamiento diferente, pero no nos dicen cuáles serían las prácticas más adecuadas a cada una de las comunidades y ni siquiera nos informan cuáles de ellas son las más productivas. El conocimiento del comportamiento fenológico de cada tipo de comunidad, de su productividad estacional, del repoblamiento de sus especies forrajeras o de aquellas consideradas malezas, de su respuesta a eventos tales como inundaciones, sobrepastoreo, fuego, etc., sólo ocurrirá luego de conducir observaciones periódicas diagramadas, instalar clausuras temporarias, ensayos de uso, experimentos a campo o con porciones del pastizal (microcosmos) trasladados a invernáculo o a campos de experimentación. Se trata de estudios de funcionamiento de las comunidades vegetales y de su respuesta a prácticas particulares de manejo que requieren concentrar el trabajo de investigación continuada, a veces costosa en esfuerzo y dinero, en un stand particular. Sin dudas el trabajo de caracterización previo es indispensable para decidir dónde instalar esos experimentos y hacia dónde será luego lícito extrapolar la aplicación de sus resultados.

ALGUNOS EJEMPLOS DE CARACTERIZACIÓN DE COMUNIDADES DE PASTIZAL

En los pastizales del Río de la Plata existen descripciones de la heterogeneidad de sus comunidades desde hace varias décadas. Los de la Región platense (Cabrera, 1945, 1950) los de la Pampa Deprimida (León *et al.,* 1979, Burkart *et al.,* 1989, 1998, Batista *et al.,* 1988, León 1992) y los de los campos correntinos (Carnevali, 1994, Martinez Croveto, 1965). El conocimiento de la heterogeneidad florística adquirido en varias áreas representativas de la Pampa Deprimida, permitió unificar las unidades fitosociológicas definidas en una categorización en «tipos de vegetación» que demostró ser válida para la región entera, que abarca aproximadamente 90.000 km^2 (Perelman *et al.,* 2001). También permitió interpretar el significado de la dominancia de una especie cespitosa nativa, *Paspalum quadrifarium,* que planteaba problemas en su cartografía desde la descripción de Vervoorst (Vervoorst 1967, Perelman *et al.,* 2003). Además existen descripciones fitosociológicas que relacionan la heterogeneidad del pastizal con el uso pastoril en la región occidental de la Pampa Interior (León y Marangón, 1980, León y Anderson, 1983, Anderson, 1968, 1979, Anderson *et al.,* 1970) y en otras formaciones semiáridas del centro de Argentina (Cano y Movia, 1967, Cano, 1970).

En la región de los campos existieron investigaciones tempranas con énfasis en la identificación de especies importantes del pastizal (Rosengurtt, 1943, Arechavaleta, 1901, Barreto y Kappel, 1967, Carnevali, 1994, Martinez Croveto, 1965, Van der Sluijs, 1971, INTA 1988). Le siguieron descripciones de comunidades relacionadas con características ambientales, y más recientemente fueron definidas las comunidades de los campos del sur de Misiones (Fontana 1996). En Uruguay el primer trabajo de este tipo fue realizado en la Cuesta basáltica (Lezama *et al.,* 2006) y en el marco del Proyecto FPTA 175 se ha realizado la descripción de la heterogeneidad florísticia de cuatro regiones geomorfológicas (Lezama *et al.,* 2010 este volumen). La información que proveen estos estudios sin duda puede constituir un valioso auxiliar en el diseño de sistemas ganaderos y en la evaluación y selección de sitios para la conservación.

Es decir que para los pastizales del Río de la Plata hay descripciones de la vegetación que incluyen esta caracterización de comunidades. Sin embargo, por razones bastante incomprensibles, los asesores pocas veces recurren a ellas. Por ejemplo para los pastizales de la Pampa Deprimida, en el «Manual para productores ganaderos de la Cuenca del Salado» (Coria *et al.*, 2005, Ediciones INTA) no se toman en cuenta los estudios publicados para la zona referidos a la heterogeneidad y/o al funcionamiento de los pastizales. Los autores del manual destacan que entre el 50% y el 80% de la superficie ganadera de la Depresión del Salado está ocupada por campos naturales y solo el resto con pasturas implantadas o verdeos. Además aclaran que el campo natural es el principal recurso de la actividad ganadera y que presenta gran diversidad de especies. Luego centran el manejo de los pastizales en «la técnica del descanso» basada en una docena de especies y tres posiciones topográficas (Loma, Media Loma y Bajo) lo que constituye una ultra-simplificación de la heterogeneidad estudiada. Sólo citan una docena de especies forrajeras nativas que se deben descansar en distintos momentos, sin referencia a las comunidades en las que se encuentran, siendo que es la comunidad vegetal en su conjunto la que debería ser manejada diferencialmente y no las especies de manera aislada. Desconocen una cantidad de especies forrajeras que también son consumidas por el ganado (*Danthonia montevidensis, Eleocharis* sp., *Panicum gowinii, Panicum sabulorum, Stipa tricotoma, Briza subaristata, Melica brasiliana,* entre otras) y tampoco hacen referencia a otras especies que no tienen valor forrajero pero son indicadoras de las diferentes comunidades (como *Diodia dasycephala, Sida rhombifolia, Verbena peruviana, Glyceria multiflora,* entre otras, ver Cuadro 1). En consecuencia, permitirían reconocerlas y adecuar el manejo a su particular época de mayor productividad, de espigazón y semillazón o de reclutamiento de nuevos individuos de las especies de interés.

UTILIZACIÓN DEL CONOCIMIENTO DE LA HETEROGENEIDAD EN EL MANEJO PASTURIL

La utilización de material de caracterización similar al anteriormente citado, permitiría un avance significativo en el diseño de manejos más adaptados a cada porción del pastizal donde se practican tanto la cría como el engorde de ganado. Como se ha dicho, también para llevar adelante ensayos de productividad de pastizales, ya sea de respuesta a la fertilización, al agregado de especies, a las distintas cargas y al pastoreo por diferentes especies de herbívoros domésticos, es imprescindible tener a los tipos de comunidades bien caracterizadas, de manera de hacer los estudios comparativos y especialmente de hacer posible la extrapolación de los resultados experimentales de funcionamiento y de manejo del pastizal.

Para que los asesores agropecuarios puedan luego aprovechar estos conocimientos, en pos de alcanzar un manejo sustentable del recurso pastizal, deberían distinguir a campo los tipos de comunidades a partir de la interpretación de las tablas fitosociológicas de la región y del conocimiento de la flora. El reconocimiento botánico de las especies de pastizal no es común en un dueño de campo, tampoco en la mayoría de los biólogos o

agrónomos, pero debería serlo en aquellos que pretendan asesorar el manejo de un establecimiento ganadero. Ya que el ganado es capaz de diferenciar gran parte de las especies de los pastizales en los que pastorea: las más palatables, las más nutritivas, las tóxicas y aún de utilizar habilidades cognitivas tales como la memoria espacial para regresar en busca de las mismas matas de especies palatables (Bailey *et al.,* 1996), no caben dudas que no puede ignorarlas quien está encargado de manejar el ganado. Quien decide en qué lugares se debe concentrar el rodeo o parte de él en algún determinado momento del año debe estar capacitado para reconocer los tipos de comunidades que conforman el pastizal. Desde los cursos de botánica en las carreras de agronomía se debe promover el reconocimiento de especies de los pastizales naturales de la región, ya que luego este conocimiento se constituye en importante herramienta que permite al agrónomo identificar los tipos de comunidades para manejar de manera eficiente la actividad pecuaria. Las fotografías aéreas y las imágenes satelitales también son herramientas valiosas para conocer la superficie de potreros irregulares y ayudar a determinar y separar las comunidades vegetales presentes por sus diferentes momentos de máxima productividad a lo largo del año.

En los pastizales y las estepas arbustivo-herbáceas de la Patagonia, los trabajos de caracterización de comunidades y el análisis de sus relaciones con los factores climáticos y de uso pecuario (Golluscio *et al.,* 1982, León y Facelli, 1981, León y Aguiar, 1985, Perelman *et al.,* 1997), permitieron establecer normas de manejo que están demostrando ser más favorables para la producción ovina que aquellas empíricas que se utilizaban teniendo en cuenta sólo las tradicionales pautas de veranada e invernada y de minimizar el movimiento de los rodeos con utilización de potreros extensos (Golluscio *et al.,* 1998; 1999; Paruelo, *et al.,* 1992: premio Sociedad Rural Argentina). Un profundo replanteo del manejo del pastoreo permitió, en un área de 60.000 ha del NW de Chubut, revertir, simultáneamente, los procesos de deterioro de la vegetación y de caída de la producción. La base instrumental del manejo fue el uso de pastoreos con altas cargas instantáneas. Esto permitió que la proporción del año durante la cual los potreros estaban, en promedio, en descanso pasara del 23% bajo el manejo tradicional, al 74%. La planificación del pastoreo buscó por otra parte aprovechar de la manera más eficiente la heterogeneidad espacial y temporal de la oferta forrajera. La experiencia, llevada a escala de producción durante 3 años, aumentó significativamente la disponibilidad de forraje y el vigor de las principales gramíneas forrajeras. La producción de lana resultó en los tres años analizados 14% superior al promedio del trienio anterior. El aumento en la producción se debió tanto a un aumento de la carga como a un incremento de la producción individual. El comportamiento creciente de la producción contrastó con la caída observada en una sección contigua de la estancia, sometida al manejo tradicional (Paruelo *et al.,* 1992).

Las comunidades de pastizal de la Pampa Deprimida, que se describen en su composición en el Cuadro 1 (donde la comunidad 2 es una de las Praderas de Mesofitas, las 4 y 5 corresponden a las Praderas Húmedas de Mesofitas, las 6 y 7 a las Praderas de Hidrofitas y las 8 y 9 a Estepas de Halofitas), presentan diferencias funcionales que resultan importantes en la planificación para optimizar su aprovechamiento ganadero. Por ejemplo, en la pradera húmeda de mesofitas coexisten pastos cespitosos tanto invernales como estivales, en cambio en la pradera de hidrófitas y en la estepa de halofitas predominan los pastos rizomatosos estivales. Por lo tanto, la oferta de forraje invernal es aportada casi exclusivamente por la pradera húmeda de mesofitas, en tanto que las tres comunidades contribuyen, en distinta medida, a la producción forrajera en primavera, verano y otoño. En consecuencia, la principal limitante para la producción ganadera es el déficit forrajero invernal, que impone un techo a la carga animal que pueden sostener los establecimientos de la región (Deregibus *et al.,* 1995). Diversos estudios demostraron que la implementación de una metodología de pastoreo rotativo, basada en el reconocimiento de las comunidades vegetales y en conceptos ecológicos, permite incrementar la pro-

ductividad forrajera invernal y la carga ganadera, como así también mejora la condición de las comunidades degradadas por el pastoreo continuo (Jacobo *et al.,* 2000; Jacobo *et al.,* 2006). De este conocimiento se desprende que para aprovechar estratégicamente la oferta forrajera del pastizal es necesario ordenar el rodeo de manera de acoplar sus requerimientos nutricionales con el patrón estacional de producción de las distintas comunidades vegetales.

OTRAS APLICACIONES DEL CONOCIMIENTO DE LA HETEROGENEIDAD

La caracterización de las comunidades de pastizal también ha resultado una herramienta fundamental para interpretar fenómenos tan distintos como el «envejecimiento de las pasturas implantadas» (Oesterheld y León, 1987, 1993; Taboada *et al.,* 1998) o la «homogeneización del paisaje» (Chaneton *et al.,* 2002, Ghersa *et al.,* 2007). Además, es importante para identificar los factores que favorecen la invasión de los pastizales naturales por especies exóticas (Perelman *et al.,* 2007), así como para esclarecer la confusión entre desertización y aridez (Paruelo, 2005), conceptos fundamentales en la ganadería de las regiones semiáridas. Algunos de estos ejemplos se relatan brevemente a continuación.

El envejecimiento de las pasturas se pudo estudiar como un proceso sucesional (Oesterheld y León, 1987, 1993) a pesar de no contar con un registro secuencial de los reemplazos de especies que ocurrieron desde el momento de la implantación. Esto fue así porque el conocimiento de la comunidad permitió sustituir los cambios ocurridos en el tiempo por aquéllos observados en el espacio, con la confianza de estar observando el mismo tipo de ambiente. Esta confianza surgió de contar con el mapa de comunidades existente y del reconocimiento de la comunidad nativa presente alambrado por medio. El proceso de envejecimiento de pasturas se estudió también en la Depresión de Laprida en un caso de reemplazo de distintas comunidades de pastizal natural de suelos halomórficos (estepas de halofitas) por pasturas de Agropiro (Taboada *et al.,* 1998). Se observó un envejecimiento muy diferente de las pasturas según a qué comunidad vegetal hubieran reemplazado. Estos resultados también alertan acerca de la necesidad de distinguir entre diferentes comunidades de pastizal al momento de decidir si conviene reemplazarlas por pasturas cultivadas.

Respecto a la homogeneización del paisaje provocada por el uso antrópico, en estudios de comparación de antiguas pasturas y pastizales no roturados, se observó que la heterogeneidad de la vegetación asociada a sutiles gradientes topográficos-edáficos se borró en los potreros donde el pastizal fue reemplazado por pasturas y no se recuperó durante el transcurso de la sucesión (Ghersa *et al.,* 2007). En ambientes pastoreados y clausurados al pastoreo de grandes herbívoros correspondientes a praderas húmedas de mesofitas y praderas de hidrofitas (Chaneton *et al.*, 2002) también se observó, aunque en menor magnitud, el aumento de la similitud en composición de especies entre ambientes cuando el pastizal es pastoreado. El reconocimiento de las comunidades asociadas a los distintos ambientes permite explorar cómo distintos grados de intervención por la actividad pecuaria contribuyen de manera creciente a la homogeneización del paisaje.

El uso combinado de distintos modelos conceptuales y herramientas permitió arribar a una estimación de la magnitud de la desertificación en uno de los distritos fitogeográficos patagónicos (Paruelo 2005). Ya que no era posible contar con un seguimiento de la trayectoria de cambio de las variables ecosistémicas a lo largo del último siglo, se basó en una serie de hipótesis y supuestos y en el conocimiento previo de la heterogeneidad de la vegetación en relación con sus principales controles ambientales y antrópicos (Golluscio *et al.,* 1982, León y Facelli 1981, León y Aguiar, 1985, Perelman *et al.,* 1997). En este caso, el mismo conocimiento de la heterogeneidad (notar que estos mismos trabajos fueron ya citados en referencia a las aplicaciones para el uso pasturil) también sirvió como base para diferenciar entre aridez y desertificación, dado que la aridez hace referencia a una condición ambiental determinada climáticamente,

mientras la desertificación corresponde a un proceso de cambio direccional con una clara dimensión temporal y dependiente de la actividad humana.

En relación con las invasiones biológicas, se conoce que las diferentes comunidades podrían presentar distinto grado de vulnerabilidad a la invasión y es importante poder identificar los factores que la determinan. En la Pampa Deprimida, se observó que en algunas comunidades la resistencia la generan los factores abióticos, como la inundación en las praderas de hidrofitas y el halomorfismo en las estepas de halofitas, ya que existen pocas especies adaptadas a condiciones tan extremas entre el pool de especies exóticas que arribaron a la región. En consecuencia, se observa que la riqueza de especies exóticas disminuye con el grado de estrés del ambiente edáfico: mayor conductividad eléctrica o menor profundidad del horizonte superficial. En cambio, en los ambientes de condiciones abióticas más benignas como la pradera húmeda de mesofitas, una comunidad que ocupa grandes extensiones en la región, se encontró resistencia biótica a la invasión generada por un grupo de especies nativas, los pastos perennes de verano (Perelman *et al.,* 2007). La mayor parte de las especies exóticas que invaden estos pastizales corresponden a plantas anuales de crecimiento invernal, por lo cual no se espera que sus individuos adultos resulten desplazados por la competencia de los pastos de verano. Sin embargo, hacia el final del verano, la gran biomasa producida por los pastos de verano interfiere con la germinación e instalación de las especies exóticas invernales y anuales (Figura 2).

El papel de los pastos nativos de verano confiriendo al pastizal resistencia a la invasión por especies exóticas, también se observó en un conjunto de sitios de praderas de mesofitas que fueron inventariados en dos oportunidades con un intervalo de 35 años entre ellas (Burkart *et al.,* 2004). En esos sitios se advierte que aquellos que contaban con mayor cobertura de especies de pastos nativos de verano al momento del primer inventario tuvieron menor cobertura de especies exóticas al finalizar el período estudiado (Figura 3). Si bien una importante porción (76%) de la variabilidad en el grado de invasión por exóticas queda en este caso sin explicar, conviene recordar que se trata de sitios que pueden diferir fuertemente en su historia de uso y en la consecuente oportunidad de ingreso de

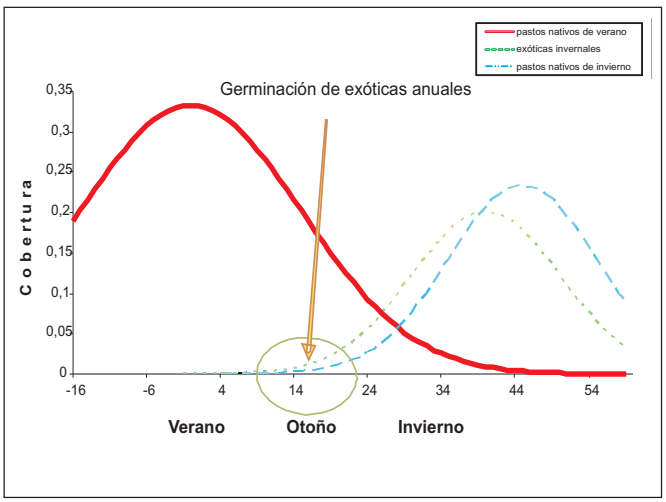


Figura 2. La importante cobertura de pastos nativos estivales (línea llena gruesa) al final del verano y comienzo del otoño interfiere con la instalación de las plantas exóticas anuales invernales (línea punteada) confiriendo al pastizal resistencia a la invasión por especies exóticas. Los pastos nativos invernales (línea discontinua) comienzan su crecimiento poco más tarde.

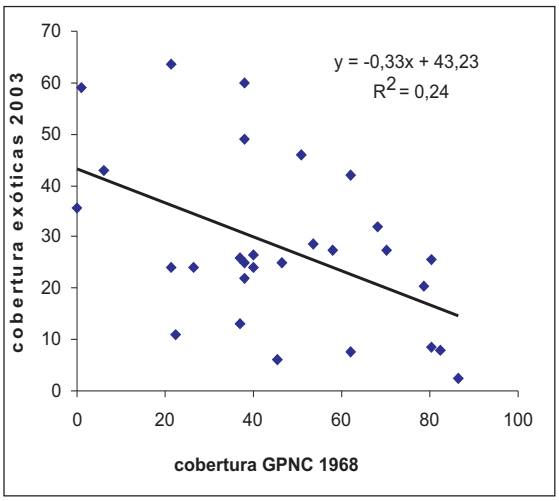


Figura 3. En sitios de pastizales mesofíticos en el norte de la Pampa Deprimida la cobertura de especies exóticas en 2003 presenta asociación negativa con la cobertura de gramíneas perennes nativas de estación cálida (GPNC) registrada en los mismos sitios en 1968.

propágulos, ya que corresponden a la comunidad de suelos mas profundos y mejor drenados de la región. Estos resultados adquieren mayor importancia cuando se los revisita a la luz de las recomendaciones de aplicación de herbicidas hacia fines del verano, principalmente glifosato, con el objetivo de promover la instalación de raigrás anual (*Lolium multiflorum)*, especie exótica invernal.

Estos ejemplos constituyen una pequeña muestra de las posibilidades que brinda el conocimiento de la heterogeneidad de la vegetación para comprender mejor algunos aspectos del funcionamiento de los pastizales naturales y ampliar así nuestra capacidad de manejarlos de manera sustentable.

BIBLIOGRAFÍA

ADLER, P. B.; RAFF D. A.; LAUENROTH, W.K. 2001. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. Oecologia 128: 465- 479.

AGNUSDEI, M. G.; MAZZANTI, A. E.; COLABELLI, M. 1997. Análisis del crecimiento invernal de gramíneas de los pastizales de la Pampa Deprimida (Argentina). Revista Argentina de Producción Animal 17 (Supl. 1): 162-163.

ANDERSON, D. L. 1968. El estudio y la dinámica de la pastura natural. Terceras Jornadas: Producción. Asociación Agrícola Ganadera de La Pampa. Mimeógrafo. Santa Rosa, Argentina.

ANDERSON, D. L. 1979. La distribución de Sorghastrum pellitum en la Provincia de San Luis y su significado ecológico. Kurtziana 12-13:37-45.

ANDERSON, D. L.; DEL ÁGUILA, J. A.; BERNARDÓN, A.E. 1970. Las formaciones vegetales de la provincia de San Luis. Revista de Investigaciones Agropecuarias. INTA, Buenos Aires, Serie 2 (7):153-183.

ARECHAVALETA, J. 1901-1911. Flora Uruguaya. Anales del Museo Nacional de Montevideo.

AUERBACH, M.; SHMIDA, A. 1987. Spatial scale and the determinants of plant species richness. Trends in Ecology and Evolution 2:238-242.

BAILEY, D. W.; GROSS, J. E.; LACA, E. A. ; RITTEMHOUSE, L. R. ; COUGHENOUR, M. B.; SWIFT, D. M. 1996. Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. Journal of Range Management 49:386–400.

BARRETO, I. L. KAPPEL, A. 1967. Principais especies de gramineas e leguminosas da pastagens naturai do Rio Grande Do Sul. Departamento de Producción Animal. Secretaría de Agricultura de Rio Grande del Sur. Boletín Técnico Nº 7.

BATISTA, W. B.; LEÓN , R. J. C.; PERELMAN, S. B. 1988. Las comunidades vegetales de un pastizal natural de la región de Laprida, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Phytocoenología 16: 519-534.

BATISTA, W. B.; LEÓN, R. J. C. 1992. Asociación entre comunidades vegetales y algunas propiedades del suelo en el centro de la Depresión del Salado. Ecología Austral 2:47-55.

BATISTA, W. B.; TABOADA, M.A.; LAVADO, R. S.; PERELMAN, S. B. ; LEÓN, R. J. C. 2005. Asociación entre comunidades vegetales y suelos en el pastizal de la Pampa Deprimida. pp.113-129. En: M. Oesterheld, M. Aguiar, C. Ghersa y J. Paruelo, editores. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando J. C. León. Editorial Facultad de Agronomía, UBA, Buenos Aires, Argentina.

BURKART, S. E.; LEÓN, R. J. C.; PERELMAN, S. B.; AGNUSDEI, M. 1998. The grasslands of the flooding pampa (Argentina): Floristic heterogeneity of natural communities of the southern Rio Salado basin. Coenoses 13:17-27.

BURKART, S. E.; LEÓN, R. J. C. MOVIA, C. P. 1989. Inventario fitosociológico del pastizal de la Depresión del Salado (Prov. de Bs. As.) en un área representativa de sus principales ambientes. Darwiniana 30:27-69.

BURKART, S. E.; PERELMAN, S. B.; BATISTA, W. B.; N. TRILLO, N.; LEÓN, R. J. C. 2004. Aumento de la diversidad en pastizales mesofíticos pampeanos. Comparaciones apareadas en el tiempo. Reunión Binacional Ecología, Mendoza, Argentina.

CABRERA, A. 1945. Apuntes sobre la vegetación del Partido de Pellegrini. DAGI 3:1-99.

CABRERA, A. 1950. Las comunidades vegetales de los alrededores de La Plata. Lilloa 20:279-376.

CANO, E. 1970. International bibliography of vegetation maps. Editorial A. Küchler. Univ. Kansas Libraries 4:403-444.

CANO, E.; MOVIA, C. P. 1967. Utilidad de la fotointerpretación en la cartografía de comunidades vegetales del bosque de caldén (*Prospis caldenia,* Burk*.).* Serie Fitogeográfica 8. INTA, Buenos Aires.

CARNEVALI, R. 1994. Fitogeografía de la Provincia de Corrientes. Gobierno de la provincia de Corrientes. INTA.

CORIA, D., R. LUCESOLI, S. MARESCA, E. OBREGÓN, G. OLMOS, J. PETTINARI, J. QUIROZ GARCÍA E I. RÍPODAS. 2005. Manual para productores ganaderos de la Cuenca del Salado. Ediciones INTA.

CHANETON, E. J., S. B. PERELMAN, M. OMACINI Y R. J. C. LEÓN. 2002. Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands. Biological Invasions 4:7-24**.**

DEREGIBUS, V. A.; JACOBO, E.; RODRÍGUEZ, A. 1995. Improvement in rangeland condition of the Flooding Pampa of Argentina through controlled grazing. African Journal of Rangelands and Forage Science 12:92-96.

DIGBY, P. G. N.; KEMPTON, R.A. 1987. Multivariate Analysis of Ecological Communities. Kluwer Academic Pub.

FERNÁNDEZ GRECCO, R.; MAZZANTI, A.E.; ECHEVERRÍA, H.1995. Efecto de la fertilización nitrogenada sobre el crecimiento de forraje de un pastizal natural de la pampa deprimida bonaerense. Memorias. XIV Reunión Latinoamericana de Producción Animal. 19° Congreso Argentino de Producción Animal. Mar del Plata. Argentina. 26 de noviembre al 1 de diciembre de 1995, 173-176.

FERNÁNDEZ GRECCO, R. 1999. Principios de manejo de campo natural. Materiales didácticos Nº 9, 2da edición INTA. Centro Regional Buenos Aires Sur. Estación Experimental Agropecuaria Balcarce.

FONTANA, J. L.1996. Los pajonales mesófilos semi-naturales de Misiones (Argentina). Phytocoenologia 26: 179-271.

GHERSA, C. M.; PERELMAN, S.B.; BURKART, S. E.; LEÓN, R.J.C. 2007. Floristic and structural changes related to opportunistic soil tilling and pasture planting in grassland communities of the Flooding Pampa. Biodiversity and Conservation 16:1575-1592.

GOLLUSCIO, R. A.; LEÓN, R. J. C.; PERELMAN, S.B. 1982. Caracterización fitosociológica de la estepa del oeste del Chubut, su relación con el gradiente ambiental. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 21: 299-324.

GOLLUSCIO, R. A.; DEREGIBUS, V.A.; PARUELO, J. M. 1998. Sustainability and range management in the Patagonia steppes. Ecologia Austral 8:265-284.

GOLLUSCIO, R. A., J. M. PARUELO, V. A. DEREGIBUS. 1999. Pastoreo con descansos en la Patagonia: desarrollo de un paquete tecnológico. Revista Argentina de Producción Animal 19: 89-102.

INTA. 1988. Leguminosas forrajeras nativas del este de la provincia de Corrientes – EEA Mercedes, Corrientes, Argentina.

JACOBO, E.; RODRIGUEZ, A.; ROSSI, J.L.; SALGADO, L.; DEREGIBUS, V.A. 2000. Winter productivity improvement through Controlled Grazing in the Argentinian Flooding Pampa Rangelands. Journal of Range Management 53: 483- 488.

JACOBO, E.; RODRIGUEZ, N.; BARTOLONI, N.; DEREGIBUS, V. A. 2006. Rotational Grazing effects on rangeland condition in a farm scale. Rangeland Ecology and Management 59: 249- 257.

LEÓN, R. J. C.; BURKART , S.E.; MOVIA, C.P. 1979. Relevamiento fitosociológico del pastizal del norte de la Depresión del Salado. Serie Fitogeográfica 17. INTA. Buenos Aires, Argentina.

LEÓN, R. J. C.; MARANGÓN, N. 1980. Delimitación de comunidades en el pastizal puntano. Sus relaciones con el pastoreo. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 19: 277-288.

LEÓN, R. J. C.; AGUIAR, M. R. 1985. El deterioro por uso pasturil en estepas herbáceas patagónicas. Phytocoenologia 13: 181-196.

LEÓN, R. J. C.; ANDERSON, D.L. 1983. El límite occidental del pastizal pampeano. Tuexenia 3:67-83.

LEÓN, R. J. C.; FACELLI, J.M. 1981. Descripción de una coenoclina en el SW de Chubut. Revista de la Facultad de Agronomía, UBA 2: 163 - 171.

LEÓN, R. J. C. 1992. Río de la Plata Grasslands. Regional subdivisions. Páginas 367-407 en R. T. Coupland, editor. Ecosystems of the World 8A. Natural Grasslands. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; LEÓN, R. J. C.; PARUELO, J. M. 2006. Heterogeneidad de la vegetación en pastizales naturales de la región basáltica de Uruguay. Ecología Austral 16:167-182.

LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; PEREIRA, M.; PARUELO, J.M. 2010. Descripción de la heterogeneidad florística de las principales regiones geomorfológicas de Uruguay. En: Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA, INIA.

MARTÍNEZ CROVETTO, R. 1965. Estudios ecológicos en los campos de Misiones. Efecto del pastoreo sobre la estructura de la vegetación. Bonplandia II: 29-93, Corrientes.

MILCHUNAS D. G.; LAUENROTH Y , W. K. ; BURKE, I. C. 1998. Livestock grazing:animal and plant biodiversity of shortgrass steppe and the relationship to ecosystem function. Oikos 83:65-74.

OESTERHELD, M.; LEÓN, R. J. C. 1987. El envejecimiento de las pasturas implantadas: su efecto sobre la productividad primaria. Turrialba 37: 29-36.

OESTERHELD, M.; LEÓN, R. J. C. 1993. Cambios en la compactación del suelo durante el envejecimiento de pasturas implantadas. Revista Argentina de Producción Animal 13: 149-153.

PARUELO, J. M.; GOLLUSCIO, R.A.; DEREGIBUS, A. V. 1992. Manejo del pastoreo sobre bases ecológicas en la Patagonia extra-andina: una experiencia a escala de establecimiento. Premio Sociedad Rural Argentina. C.P.I.A.

PARUELO, J. M. 2005. ¿Cuánto se han desertificado las estepas patagónicas? Evidencias a partir de la memoria del sistema. Páginas 303-319 en M. Oesterheld, M. R.Aguiar, Ghersa y Paruelo, editores. La heterogeneidad de la vegetación de los agro-ecosistemas. Un homenaje a Rolando León. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires, Argentina.

PERELMAN, S. B. R.; LEÓN, J. C. L. ; BUSSACCA, J. P. 1997. Floristic changes related to grazing intensity in a Patagonian shrub steppe. Ecography 20: 400-406.

PERELMAN, S. B.; LEÓN, R. J. C.; OESTERHELD, M. 2001. Cross-scale vegetation patterns of Flooding Pampa grasslands. Journal of Ecology 89: 562-577.

PERELMAN, S. B.; BURKART, S. E.; LEÓN, R. J. C. 2003. The role of a native tussock-grass (*Paspalum quadrifarium)* in structuring plant communities in the Flooding Pampa grasslands, Argentina. Biodiversity and Conservation 12: 225-238.

PERELMAN, S. B, W. B. BATISTA Y R. J. C. LEÓN. 2005. El estudio de la heterogeneidad de la vegetación. Fitosociología y técnicas relacionadas. Páginas 321-350 en M. Oesterheld, M. R Aguiar, C. M. Ghersa, J. M. Paruelo, editores. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires.

PERELMAN, S. B.; CHANETON, E.; BATISTA, W.B.; BURKART, S.E.; Y LEÓN, R. J. C. 2007. Habitat stress, species pool size and biotic resistance influence exotic plant richness in the Flooding Pampa grasslands. Journal of Ecology 95: 662-667.

ROSENGURTT, B. 1943. Estudios sobre pradera natural del Uruguay. 5a. Contribución. Montevideo.

TABOADA, M. A.; G. RUBIO, G.; LAVADO, R. S. 1998. The deterioration of tall wheatgrass pastures on saline sodic soils. Journal of Range Management 51: 239-244.

URBAN, D. L.; O' NEILL , R. V.; SHUGART, H. H. J. 1987. Landscape Ecology. A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. Bioscience 37:119-127.

VAN DER SLUIJS, D. H. 1971. Native grassland of mesopotamian region of Rep. Argentina. Netherlands Journal of Agricultural Science 19:3-32.

VERVOORST, F. B. 1967. Las comunidades Vegetales de la Depresión del Salado (Prov. Buenos Aires). Página 262. Serie Fitogeográfica 7. INTA. Buenos Aires. Argenitna.

Rodríguez, C.[1]; Cayssials, V.[1]

[1]Grupo Ecología de Pastizales (GEP), Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UDELAR
claudia@fcien.edu.uy; vcd@fcien.edu.uy

CAPÍTULO IV. Cambios estructurales en los pastizales asociados a la ganadería

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

El pastoreo por ganado doméstico modifica los componentes de la estructura de los pastizales naturales. En los sistemas pastoreados, la vegetación se concentra entre los 0-10 cm de altura y está compuesta principalmente por gramíneas y hierbas postradas. En los sistemas en donde se ha excluido al ganado, la vegetación básicamente está conformada por gramíneas erectas y se concentra entre los 10-50 cm de altura. En algunos casos, la altura de estas exclusiones puede superar los 50 cm debido a la presencia de arbustos. Asimismo, en estos sistemas, se acumula una mayor proporción de biomasa seca. A nivel de composición de especies, el pastoreo aumenta la riqueza y la diversidad, promoviendo un importante recambio florístico. Las gramíneas que son dominantes bajo pastoreo poseen un hábito de crecimiento postrado y se expanden a través de rizomas largos o estolones. Además sus hojas son cortas y anchas y utilizan la vía metabólica C_4. Por el contrario, en las exclusiones, predominan las gramíneas erectas con largas hojas y metabolismo fotosintético C_3. Si bien estos atributos pueden haberse originado por presiones selectivas no relacionadas con la herbivoría, es innegable que el pastoreo ha perpetuado estas características que repercuten en la estructura de comunidad.

¿QUÉ ENTENDEMOS POR ESTRUCTURA DE UNA COMUNIDAD VEGETAL?

La estructura de una comunidad vegetal comprende la composición de especies de la comunidad y su configuración espacial. La estructura puede ser caracterizada por una lista de especies o grupos de especies, así como por la descripción de la distribución vertical y horizontal de las hojas (Sala *et al.,* 1986). En los pastizales naturales, el pastoreo por ganado doméstico modifica alguno o todos los componentes de la estructura de la comunidad vegetal. En este capítulo, analizaremos los principales cambios generados por la ganadería en los pastizales naturales del Río de la Plata, haciendo énfasis en los cambios observados en los pastizales uruguayos. Para ello, nos basaremos principalmente en aquellos trabajos donde se analizaron conjuntamente sistemas pastoreados con sistemas clausurados al ganado (pares clasura/pastoreo).

CAMBIOS EN LA ARQUITECTURA DE LA VEGETACIÓN

Probablemente la diferencia más conspicua que puede observarse cuando se compara un pastizal pastoreado con otro que está excluido a la ganadería, sea el aspecto de la vegetación, que se expresa

en la distribución espacial de las hojas. En un estudio realizado en la localidad de Ecilda Paullier (Departamento de San José) Altesor *et al.* (2006) analizaron las diferencias de distribución vertical de las hojas en 7 parcelas pareadas, donde cada par consistía de una parcela pastoreada y otra adyacente, excluida al pastoreo. Estos autores encontraron que en las parcelas pastoreadas se pueden distinguir dos estratos: uno de ellos, entre 0-10 cm de altura, compuesto principalmente por gramíneas y hierbas postradas, y otro entre 10-50 cm conformado por gramíneas erectas y pequeños arbustos. En este estrato, la vegetación difícilmente alcanza los 50 cm. En las parcelas excluidas al ganado, los autores distinguieron un tercer estrato, por encima de los 50 cm de altura, compuesto principalmente por arbustos.

El porcentaje de cobertura vegetal de los diferentes estratos difiere entre los tratamientos: mientras que en las parcelas pastoreadas la cobertura está concentrada entre los 0-10 cm de altura, en las parcelas no pastoreadas la mayor proporción de las hojas se encuentra entre los 10-50 cm (Figura 1).

La presencia de arbustos en las parcelas excluidas al ganado es una característica de nuestros pastizales que no puede generalizarse para otras regiones. El efecto de estos arbustos sobre las especies herbáceas que crecen a su alrededor es al momento un tema bajo estudio (Pezzani *et al.,* 2010, este volumen). La vegetación circundante puede ejercer efectos directos e indirectos simultáneos, los cuales pueden modificar el signo (positivo o negativo) y la intensidad de una interacción entre dos especies (Bruno *et al.,* 2003). Por ejemplo, la presencia de un arbusto puede disminuir el nivel de luz disponible para una plántula establecida en su base (un efecto negativo), pero el mismo sombreado puede a la vez proteger a la plántula de la desecación (efecto positivo).

Otra diferencia importante que es posible observar entre parcelas pastoreadas y excluidas al ganado tiene relación con la acumulación de biomasa seca, tanto de hojas secas en pie (aún adheridas a la planta) como de mantillo (hojas desprendidas de la planta y parcialmente descompuestas). En ausencia de pastoreo, la biomasa seca en pie se acumula, ya que las gramíneas en general no poseen mecanismos de abscisión de las hojas. Las hojas muertas permanecen adheridas a la planta por largos períodos de tiempo hasta que finalmente caen y pasan a formar parte del mantillo. En la misma zona de Ecilda Paullier, Altesor *et al.,* (2005) encontraron que la proporción de biomasa seca en pie (relativa al total de biomasa) acumulada en una parcela clausurada al ganado casi duplica la de la parcela pastoreada (Figura 2). Estos valores nos muestran que en ausencia de pastoreo, casi el 50% de la biomasa en pie corresponde a hojas senescentes o muertas, mientras que esta proporción disminuye a 25% bajo pastoreo.

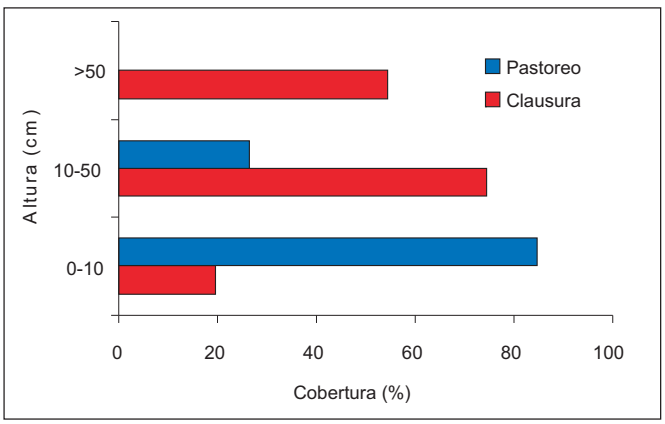


Figura 1. Distribución vertical de las hojas (0-10, 10-50, >50 cm), expresada como porcentaje de cobertura, en parcelas sometidas a pastoreo y parcelas clausuradas al ganado. Datos de Altesor *et al.* (2006).

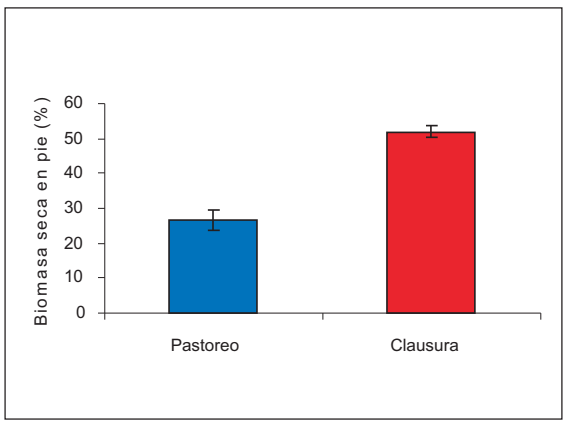


Figura 2. Porcentaje de biomasa seca en pie (relativa al total de biomasa) en dos parcelas adyacentes, una sometida a pastoreo continuo y otra clausurada al ganado durante 9 años. Datos de Altesor *et al.* (2005).

La acumulación de biomasa seca reduce la productividad de las plantas a través de cambios en la disponibilidad de luz y del ciclado de nutrientes. Sin embargo, este efecto negativo para las plantas puede ser contrarrestado bajo condiciones de pastoreo. Mingo y Oesterheld (2009) encontraron que el ganado doméstico evita el consumo de plantas de *Paspalum dilatatum* con altas proporciones de biomasa seca. Por lo tanto, en esta especie, la retención de hojas muertas constituye una ventaja para su crecimiento en presencia de herbívoros. Si bien es difícil comprobar que la retención de hojas sea un atributo que haya sido seleccionado como consecuencia de la presión por pastoreo, en las condiciones actuales constituye un mecanismo de defensa contra los herbívoros.

En relación al mantillo, fue observado que el porcentaje de cobertura es tres veces superior en condiciones de clausura (8.9%) comparado con el tratamiento de pastoreo (3.1%) (Altesor *et al.,* 2006). Formoso (1987) y Panario y May (1994), en diferentes localidades de la región basáltica del Departamento de Paysandú, también observaron que la frecuencia de restos secos se duplicaba o cuadruplicaba (dependiendo del tipo de suelo) en parcelas excluidas al pastoreo. La presencia de mantillo afecta la temperatura y humedad del suelo, así como la luz que llega a su superficie. Estos efectos pueden producir cambios importantes en la comunidad tanto a nivel estructural (composición, riqueza, diversidad, interacciones) como a nivel funcional (ciclado de carbono y nutrientes) (Facelli y Pickett, 1991).

CAMBIOS EN LA COMPOSICIÓN Y GRUPOS DE ESPECIES

Un resultado consistente que ha sido observado en diferentes trabajos de la región u otras zonas del mundo, es el aumento de la riqueza y diversidad de especies en los sistemas pastoreados. Tal aumento puede ser explicado por el efecto que el ganado provoca a través del consumo diferencial, el pisoteo y la deposición de heces y orina. Estas actividades del ganado promueven la formación de «claros» y/o «parches» que son factibles de colonizar por especies subordinadas competitivamente en situaciones de clausura, pero que pueden germinar y establecerse exitosamente cuando son abiertos estos claros. En el Cuadro 1 se observan los valores obtenidos de estos descriptores de la comunidad en pastizales uruguayos.

Cuadro 1. Riqueza y diversidad de especies (índice de Shannon, *H´*), en pastizales uruguayos, bajo tratamientos de pastoreo y de clausura al ganado.

	Pastoreo	**Clausura**	**Fuente**
Riqueza	36	21	Panario y May 1994
	50 ± 5.66	34.5± 2.12	Altesor *et al.,* 2005
	53.14 ± 4.07	37.1 ± 3.43	Altesor *et al.,* 2006
Diversidad	3.59 ± 0.16	3.03 ± 0.05	Altesor *et al.,* 2005

¿Son las mismas especies las que caracterizan a los tratamientos de pastoreo y de clausura? La respuesta definitiva es no. El pastoreo promueve cambios florísticos que generalmente resultan en la pérdida de las especies palatables en favor de las no palatables. A partir de un estudio de composición florística luego de 55 años de pastoreo ininterrumpido en el establecimiento Palleros, Cerro Largo, Altesor *et al.* (1998) encontraron una disminución notable de la calidad forrajera de las parcelas analizadas. En 1935 el 79% de las especies registradas pertenecían a la familia de las gramíneas (Poaceae), mientras que en 1990 éstas alcanzaban sólo el 48% (Gallinal *et al.,* 1938, Altesor *et al.,* 1998).

En el mismo establecimiento de Palleros, en un seguimiento de 5 parcelas durante 9 años a partir de la clausura a la herbivoría, Rodríguez *et al.* (2003) observaron que los cambios más importantes en composición de especies ocurrieron en el grupo de graminoides (gramíneas, ciperáceas y juncáceas). El reemplazo de especies ocurrió principalmente en los 2 ó 3 primeros años de la sucesión (Figura 3).

De acuerdo a su comportamiento sucesional las gramíneas se clasificaron en tres grupos:

1. *Gramíneas características de pastoreo:* Este grupo estuvo formado por especies de crecimiento postrado

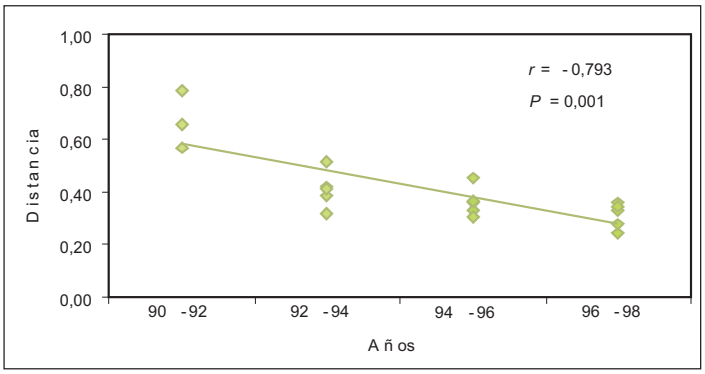


Figura 3. Distancias de Bray-Curtis entre sucesivos períodos de muestreo (1990-1992 hasta 1996-1998) en 5 parcelas donde se excluyó al ganado a partir de 1990. Cada punto representa una parcela. Las mayores distancias se observan en el período 1990-1992. Esto significa que el mayor cambio florístico de las comunidades ocurrió en este intervalo de tiempo. Datos para graminoides, tomados de Rodríguez *et al.* (2003).

como *Paspalum notatum* y *Axonopus affinis*, y erecto como *Botriochloa laguroides* y *Sporobolus platensis*. En promedio este conjunto de especies representaba más del 30% de la frecuencia de especies en las parcelas pastoreadas, y desapareció completamente después de tres años de clausura. De igual forma, Formoso (1987) y Panario y May (1994) encontraron que *P. notatum* y *A. affinis* eran especies dominantes en parcelas sometidas a pastoreo, y desaparecían o disminuían drásticamente su cobertura en condiciones de exclusión.

2. *Gramíneas sucesionalmente intermedias*: Reemplazan a las anteriores, e incluyen especies como *Paspalum plicatulum*, *Chascolitrum subaristata*, *Panicum millioides, Tridens brasiliensis y Danthonia cirrata.* Este grupo de especies aumentó su frecuencia en los primeros años de exclusión y posteriormente disminuyó dando paso a las gramíneas características de clausura.
3. *Gramíneas características de clausura*: Este grupo comprendió a especies como *Coelorachis selloana, Stipa nessiana, Piptochaetium stipoides*, *Bromus auleticus, Melica rigida y Piptochaetium bicolor*, todas ellas de hábito erecto. Estas especies, en un período de tres a cuatro años, se volvieron dominantes en todas las parcelas analizadas. En el estudio de Formoso (1987), las especies características de las clausuras fueron *Coelorachis selloana*, *Paspalum plicatulum* y *Panicum milioides,* mientras que en el estudio de Panario y May (1994) la exclusión del pastoreo favoreció a *Stipa nessiana* y *Coelorachis selloana*.

Las hierbas no mostraron, en general, tendencias sucesionales claras. Ellas conforman un grupo de especies intersticiales menos abundante y también menos predecible en cuanto a su comportamiento sucesional. Sin embargo pueden ser buenas descriptoras de las diferencias espaciales relacionadas con factores ambientales, tales como profundidad, tipo de suelo, contenido de humedad, etc. En relación a las hierbas, es interesante mencionar una diferencia importante que se ha observado entre los pastizales de la Pampa argentina y los pastizales uruguayos. Mientras que en la Pampa el pastoreo favorece la colonización de numerosas hierbas invernales exóticas (Facelli, 1988, Rusch y Oesterheld, 1997), en los pastizales uruguayos las hierbas invernales son preponderantemente nativas. A modo de ejemplo, Chaneton *et al.* (2002) registraron entre 23-27% de especies exóticas (en su mayoría dicotiledóneas anuales) en diversos censos realizados en la Pampa. Estos valores resultan sensiblemente mayores que la proporción de especies exóticas encontrada por Altesor *et al.* (2006) en pastizales de San José (3.9%) o Lezama *et al.* (2006) en la región basáltica (4.3%). La escasa presencia de especies exóticas en los pastizales uruguayos no sería atribuible a la falta de propágulos: Haretche y Rodriguez (2004), en las mismas parcelas analizados por Altesor *et al.* (2005), encontraron que el banco de semillas está compuesto por un número importante de especies exóticas. Otra hipótesis que podría explicar esta diferencia entre los pastizales pampeanos y uruguayos está vinculada con la resistencia biótica de las especies residentes. En algunas regiones de la Pampa, Perelman *et al.* (2007) observaron que la riqueza de especies exóticas está negativamente relacionada con el aumento en la riqueza de gramíneas estivales. Tal vez en los pastizales uruguayos estudiados, donde la importancia de

las gramíneas estivales es mayor que en la Pampa, el éxito de colonización por parte de especies exóticas se vea desfavorecido (Altesor *et al.,* 2006, Lezama *et al.,* 2006).

Una aproximación alternativa a la descripción florística tradicional y que está siendo muy utilizada en los últimos años en los estudios de impacto de las perturbaciones provocadas por el hombre, es el agrupamiento de las especies en Tipos Funcionales de Plantas (TFP) (Lavorel *et al.,* 1997, McIntiyre y Lavorel 2001). En las praderas templadas se han definido cinco tipos funcionales de plantas: gramíneas invernales, gramíneas estivales, arbustos, hierbas y suculentas (Paruelo y Lauenroth, 1996). Siguiendo una aproximación por tipos funcionales, Altesor *et al.* (2006) registraron un aumento en la cobertura de arbustos y una disminución de las gramíneas estivales y de las hierbas bajo condiciones de clausura al ganado (Figura 4).

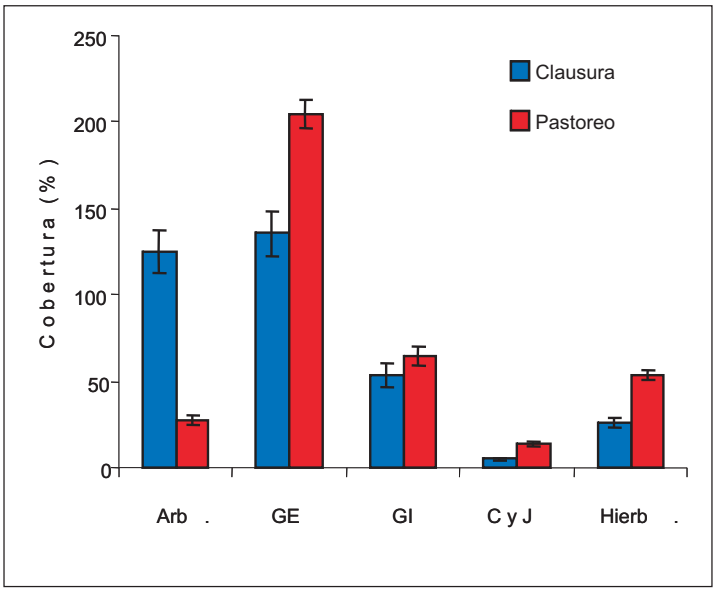


Figura 4. Cobertura (%) de los Tipos Funcionales de Plantas (TFP) en parcelas pastoreadas y clausuradas al ganado. Arb.=Arbustos; GE =Gramíneas estivales; GI = Gramíneas invernales;C y J= Ciperáceas y juncáceas, Hierb.= Hierbas. Los datos corresponden a la media (± E.E.) de 7 parcelas. La cobertura en ciertos grupos supera el 100% debido a que están considerados tres estratos. Datos de Altesor *et al.* (2006).

CAMBIOS EN LOS ATRIBUTOS DE LAS ESPECIES

Es esperable que las plantas que son exitosas bajo condiciones de pastoreo presenten características o atributos de historia de vida que les permitan reducir el impacto de la herbivoría. Estas características pueden clasificarse como mecanismos de evasión, defensa o tolerancia (Figura 5).

El atributo más fuertemente asociado a la respuesta al pastoreo es la forma de crecimiento de las plantas. Las plantas con una forma de crecimiento postrado u horizontal, o con pequeños tallos erectos, son características de zonas pastoreadas. En el otro extremo, las plantas que crecen erectas y elevan sus hojas rápidamente después de su germinación o rebrote, son características de las parcelas clausuradas al ganado. Rodríguez *et al.* (2003) encontraron que la frecuencia del hábito de crecimiento postrado y/o arrosetado disminuye a partir de la exclusión de la ganadería. Este cambio se dio conjuntamente con la disminución en la presencia de rizomas largos y estolones, que es una característica estrechamente vinculada con el crecimiento postrado (Millot *et al.,* 1987). Por el contrario, la altura de las plantas mayor a 30 cm fue el atributo que más rápidamente aumentó su frecuencia a partir de la exclusión (Figura 6).

Otra diferencia importante en los atributos que fue observada en este estudio es la forma de las hojas: el pastoreo favorece especies con hojas cortas y anchas mientras que las especies características de las clausuras poseen hojas más largas y finas (Figura 6). Tanto la altura de las plantas como la forma de las hojas son características que se relacionan con los principales factores que están estructurando a las comunidades bajo los diferentes tratamientos. Bajo condiciones de pastoreo, el hábito de crecimiento postrado o la baja estatura constituye un mecanismo eficiente para evadir la herbivoría. Una vez que las comunidades son liberadas de la presión de herbivoría, las plantas altas y erectas, que se encontraban relegadas bajo pastoreo, comienzan a establecerse. Como consecuencia, comienza a operar la competencia por luz y probablemente sustituya a la herbivoría como uno de los

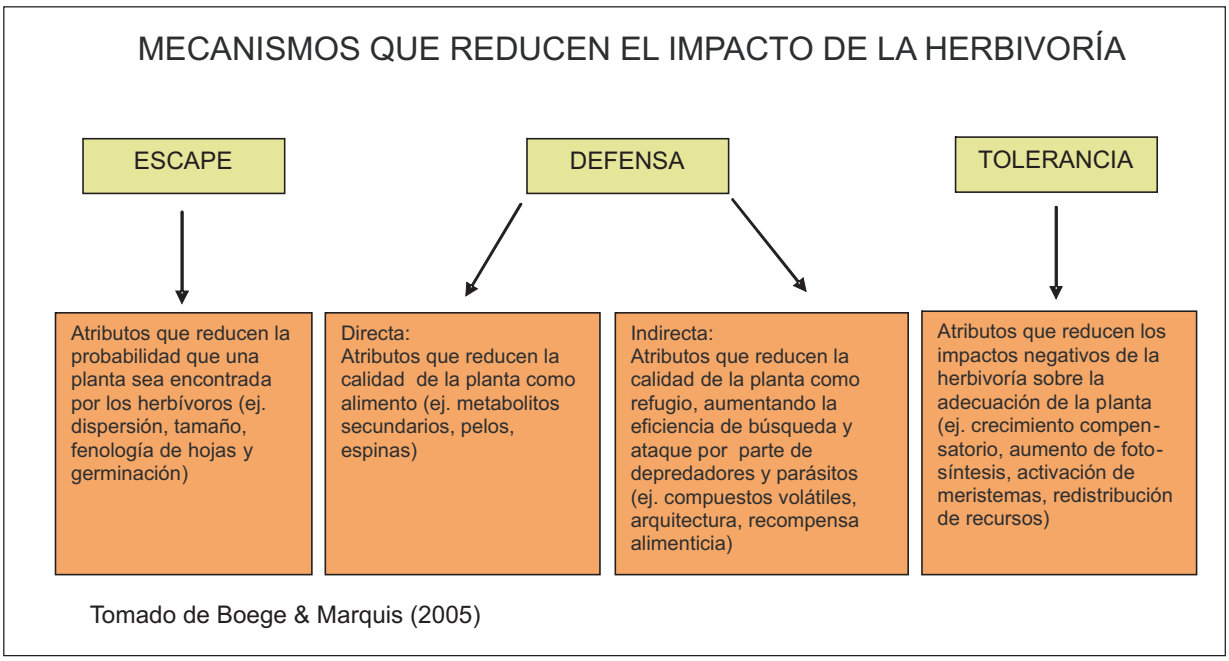


Figura 5. Principales mecanismos que se expresan en las plantas para reducir el impacto de la herbivoría. El impacto puede ser reducido: a) escapando de los ataques de los herbívoros, b) a través de atributos defensivos que disminuyan su calidad como alimento (defensas directas) o mediante la interacción con un tercer nivel trófico (defensas indirectas) y c) una vez que el daño ya ocurrió, se pueden expresar mecanismos de tolerancia que mantengan la adecuación de la planta.

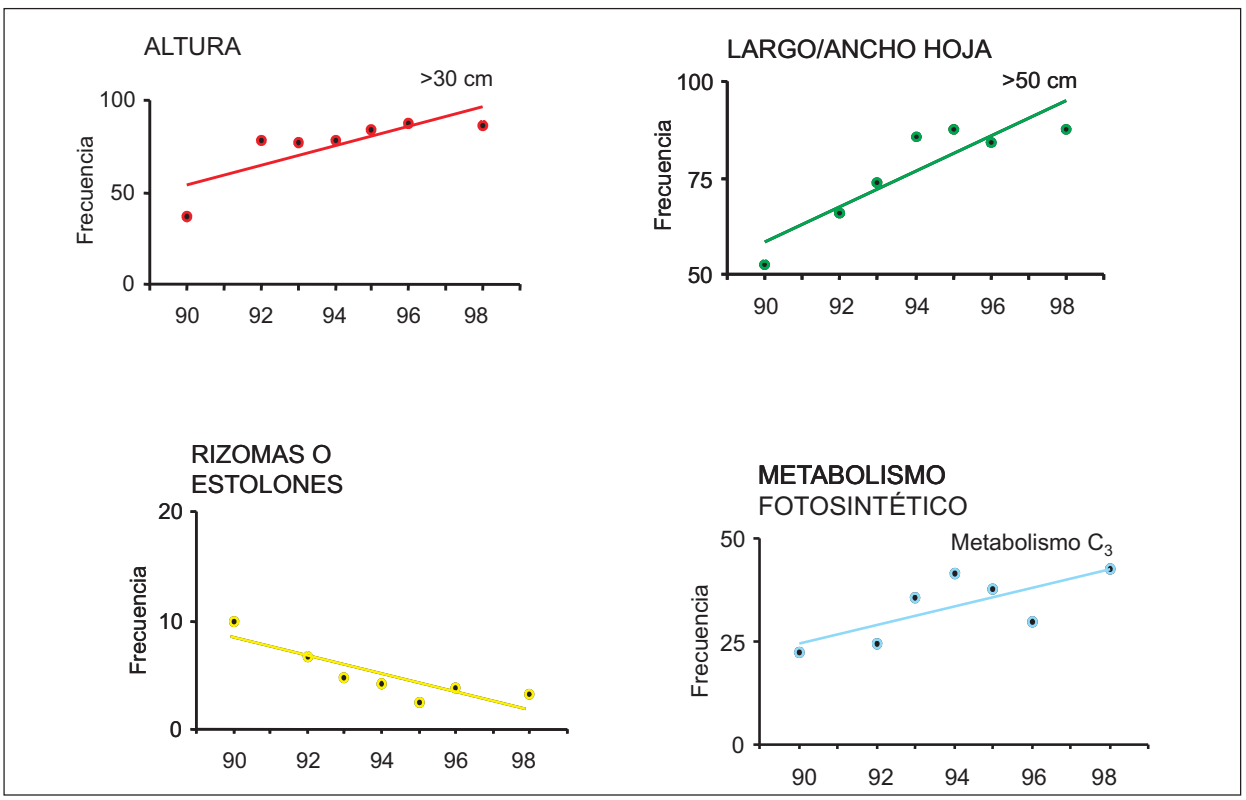


Figura 6. Relación entre la frecuencia de diferentes atributos de gramíneas y el tiempo, a partir de la exclusión del ganado en 5 parcelas de Cerro Largo. La escala del eje de las ordenadas cambia en las diferentes gráficas. Datos de Rodríguez *et al.* (2003).

principales factores estructuradores de la comunidad. Por lo tanto, bajo condiciones de exclusión, una mayor altura y hojas más largas son atributos que confieren a las especies ventajas competitivas para la captación de luz y son los que se expresan más claramente asociados a estas condiciones.

Finalmente, también ha sido observado que bajo condiciones de pastoreo la comunidad se torna más estival (Panario y May, 1994; Rodríguez *et al.,* 2003, Altesor *et al.,* 2005, 2006) (Figura 6). Bajo estas condiciones, las gramíneas postradas dominantes utilizan la vía fotosintética C_4, reemplazando a gramíneas erectas invernales C_3, comunes bajo clausura al ganado. El metabolismo C_4 representa una serie de modificaciones anatómicas y bioquímicas de la vía C_3, concentrando el CO_2 alrededor de la enzima Rubisco. En consecuencia, se elimina virtualmente la fotorrespiración, la cual constituye una seria limitación para las plantas que crecen a altas temperaturas y a bajas concentraciones de CO_2. Además, el aumento de la concentración interna de CO_2 permite una baja conductancia estomática, lo cual constituye un fuerte beneficio en áreas propensas a la sequía (Sage, 2004; Edwards y Still, 2008). En pastizales pastoreados, la baja altura del tapiz, la disminución de la biomasa seca y la presencia de suelo desnudo expuesto son algunas características que promueven el incremento de la intensidad luminosa y de la temperatura de las hojas (Heckathorn *et al.,* 1999). A nivel del suelo, aumentan las oscilaciones de temperatura y disminuye la humedad. Por ejemplo, Altesor *et al.* (2006) encontraron que en las parcelas pastoreadas, el contenido de agua del suelo entre los 5-10 cm de profundidad disminuía cerca de un 10%. Estas condiciones conferirían ventajas competitivas a las gramíneas que utilizan la vía fotosintética C_4, tornándolas dominantes en sistemas pastoreados.

En resumen, podemos afirmar que el pastoreo por ganado doméstico altera de forma significativa varios componentes de la estructura de las comunidades de pastizales naturales. En la Figura 7 se sintetizan los principales cambios que fueron expuestos a lo largo de este capítulo.

EPÍLOGO: LA HISTORIA COMPARTIDA ENTRE LOS PASTIZALES Y SUS HERBÍVOROS

La familia Poaceae es un grupo ampliamente diversificado, con aproximadamente 10.000 especies clasificadas en 800 géneros (Clayton *et al.,* 2002, Watson y Dallwitz 1992). Pueden encontrarse gramíneas en casi todos los tipos de hábitats y alrededor de un cuarto de la superficie terrestre mundial tiene pastizales como vegetación natural potencial (Shantz, 1954). De acuerdo al registro fósil, el origen de la familia se ubica en el Paleoceno (~ 60-55 Ma). Originalmente, las gramíneas eran plantas que crecían bajo la sombra de bosques o de sus márgenes, hábitat que actualmente mantienen los grupos basales de la familia y los bambúes. Allí persistieron por varios millones de años sin diversificar demasiado hasta que adquirieron una mayor tolerancia a la sequía y la capacidad de crecer y prosperar en hábitats abiertos secos (Kellogg, 2001). En América del Sur la expansión de los ecosistemas dominados por gramíneas se habría iniciado al final del Oligoceno temprano (~30 Ma), unos 15 Ma antes que en América del Norte (Jacobs *et al.,* 1999, MacFadden 2000).

Figura 7. Principales cambios generados por el ganado doméstico en la estructura de las comunidades de pastizales uruguayos. Izquierda: Clausura; Derecha: Pastoreo.

Junto a la expansión de los pastizales, se diversificaron los mamíferos adaptados al pastoreo (consumidores que se alimentan predominantemente de gramíneas o pequeñas hierbas asociadas al bioma de pastizal). En general, estos herbívoros presentan dientes de coronas altas (hipsodontia) y crecimiento continuo (hipselodontia), lo que les permite alimentarse de pastos impregnados en fitolitos de sílice altamente abrasivos (MacFadden, 1997, 2000). Estas características de las gramíneas y sus herbívoros han sido vinculadas a un proceso de coevolución (McNaughton y Tarrants 1983, MacFadden 1997). Inicialmente la composición de la dieta fue exclusivamente de plantas C_3, pero a partir de la expansión de gramíneas C_4 durante el Mioceno tardío y el Plioceno (8-4 Ma) algunos herbívoros de América del Sur incorporaron plantas C_4 en su dieta (Cerling *et al.,* 1993, Ortiz Jaureguizar y Cladera, 2006). El cambio en la composición de especies posiblemente afectó la diversidad de herbívoros ya que las gramíneas C_3 en general son más nutritivas que las C_4 (Wilson y Hattersley, 1989, Barbehenn *et al.,* 2004). Algunos autores (e.g. Jacobs *et al.,* 1999, MacFadden 2000) han sugerido que la disminución en la diversidad de ungulados del final del Mioceno podría estar asociada a la dispersión de gramíneas «menos nutritivas».

Los grandes herbívoros fueron un componente dominante de la fauna sudamericana desde el Mioceno medio hasta el Pleistoceno (Ortiz Jaureguizar y Cladera, 2006). Durante el Pleistoceno se produjo un pico de intercambio de la biota americana, conocido como el «Gran Intercambio Americano» (~1 Ma), luego que América del Sur quedara conectada con América del Norte por el Istmo de Panamá. El efecto de este intercambio fue asimétrico y provocó una caída en la diversidad de ungulados de América del Sur (los inmigrantes aparentemente afectaron los herbívoros sudamericanos nativos, pero no al revés). Al final del Pleistoceno - principio del Holoceno (~10 mil años) la extendida historia evolutiva compartida entre gramíneas y grandes herbívoros se vio prácticamente interrumpida debido a la casi completa extinción de grandes mamíferos (masa corporal > 200 kg). Esta extinción ha sido atribuida a diferentes factores (actividades de caza por humanos, cambios climático-ambientales, o una combinación de ambos) (MacFadden, 1997, Ortiz Jaureguizar y Cladera, 2006). En la región del Río de la Plata, el pastoreo por grandes mamíferos fue reestablecido con la introducción de la ganadería por los españoles al principio del siglo XVII.

En consecuencia, los pastizales sudamericanos han estado sometidos a diferentes intensidades de pastoreo a lo largo del tiempo evolutivo. Por esta razón, es muy difícil discernir si los atributos de las plantas que confieren ventajas bajo pastoreo son el resultado de presiones selectivas del tiempo reciente o más antiguo. Inclusive, ha sido postulado que ciertos mecanismos que reducen el impacto de la herbivoría pueden haberse originado como respuesta de las plantas a otras condiciones, como la aridez (Coughenour, 1985). Los atributos que permiten evadir o tolerar la sequía también proporcionan beneficios en condiciones de pastoreo (ej.: meristemas basales, porte pequeño, reservas subterraneas, crecimiento rápido). De todas maneras, aunque estos atributos hayan surgido por presiones selectivas diferentes a la herbivoría, es innegable que el pastoreo ha perpetuado ciertas características de las especies que repercuten en la estructura de las comunidades de pastizales.

BIBLIOGRAFÍA

ALTESOR, A.; DILANDRO, E.; MAY,H.; EZCURRA,Y E. 1998. Long –term species changes in a Uruguayan grassland. Journal of Vegetation Science 9:173-180.

ALTESOR, A.; OESTERHELD, M.; LEONI, E.; LEZAMA, F.; RODRÍGUEZ, C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. Plant Ecology 179:83-91.

ALTESOR, A.; PIÑEIRO, G.; LEZAMA,F.; JACKSON, R. B. ; SARASOLA, M.; PARUELO, J.M. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. Journal of Vegetation Science 17: 323-332.

BARBEHENN, R. V.; CHENW, Z.; KAROWEZ, D.N.; SPICKARD, A. 2004. C_3 grasses have higher nutritional quality than C_4 grasses under ambient and elevated atmospheric CO_2. Global Change Biology 10:1565-1575.

BOEGE, K.; MARQUIS, R. J. 2005. Facing herbivory as you grow up: the ontogeny of resistance in plants. TRENDS in Ecology and Evolution 20:441-448.

BRUNO, J. F.; STACHOWICZ, J. J.; BERTNESS, M.D. 2003 Inclusion of facilitation into ecological theory. TRENDS in Ecology and Evolution 18:119-125.

CERLING, T. E.; WANG, Y.; QUADE, J. 1993. Expansion of C_4 ecosystems as an indicator of global ecological change in the late Miocene. Nature 361:344-345.

CHANETON, E. J.; PERELMAN, S.B.; OMACINI, M.; LEÓN, R. J. C. 2002. Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands. Biological Invasions 4:7-24.

CLAYTON, W. D.; HARMAN, K.T.; WILLIAMSON, H. 2002 en adelante. World Grass Species: Descriptions, Identification, and Information Retrieval. Disponible en URL: http://www.kew.org/data/grasses-db.html

COUGHENOUR, M. B. 1985. Graminoid responses to grazing by large herbivores: adaptations, exaptations, and interacting processes. Annals of the Missouri Botanical Garden 72:852-863.

EDWARDS, E. J.; STILL, C.J. 2008. Climate, phylogeny and the ecological distribution of C_4 grasses. Ecology Letters 11:266-276.

FACELLI, J. M. 1988. Response to grazing after nine years of cattle exclusion in a Flooding Pampa grassland, Argentina. Vegetatio 78:21-25.

FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. 1991. Plant litter: dynamics and effects on plant community structure and dynamics. Botanical Review 57:1-32.

FORMOSO, D. 1987. Efecto del pastoreo sobre el tapiz natural en campos de basalto. Secretariado Uruguayo de la Lana, Boletín Técnico Nº 16:53-62.

GALLINAL, J.; L. BERGALLI, L.; CAMPAL, E.; ARAGONE, L.; ROSENGURTT, B. 1938. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay. Primera Contribución. Imprenta Germano Uruguaya, Montevideo.

HARETCHE, F.; RODRÍGUEZ, C. 2006. Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentes condiciones de pastoreo. Ecología Austral 16:105-113.

HECKATHORN, S. A.; MCNAUGHTON, S. J.; COLEMAN., J. S. 1999. C_4 plants and herbivory. Páginas 285-312 e*n* R. F. Sage y R. K. Monson, editores. C_4 Plant Biology. Academic Press, San Diego, USA.

JACOBS, B. F.; KINGSTON, J. D.; JACOBS, L.L. 1999. The origin of grass-dominated ecosystems. Annals of the Missouri Botanical Garden 86:590-643.

KELLOGG, E. A. 2001. Evolutionary history of the grasses. Plant Physiology 125:1198-1205.

LAVOREL, S.; MCINTYRE, S.; LANDSBERG, J.; FORBES, T. D. A. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. TRENDS in Ecology and Evolution 12:474-478.

LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; LEÓN, R. J. C.; PARUELO, J. M. 2006. Heterogeneidad de la vegetación en pastizales naturales de la región basáltica de Uruguay. Ecología Austral 16:167-182.

MACFADDEN, B. J. 1997. Origin and evolution of the grazing guild in New World terrestrial mammals. TRENDS in Ecology and Evolution 12:182-187.

MACFADDEN, B. J. 2000. Cenozoic mammalian herbivores from the Americas: Reconstructing ancient diets and terrestrial communities. Annual Review of Ecology and Systematics 31:33-59.

MCINTYRE, S.; LAVOREL, S. 2001. Livestock grazing in subtropical pastures: steps in the analysis of attribute response and plant functional types. Journal of Ecology 89:209-226.

MCNAUGHTON, S. J.; TARRANTS, J. L. 1983. Grass leaf silicification: Natural selection for an inducible defense against herbivores. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 80:790-791.

MILLOT, J. C.; RISSO, D.; METHOL, R. 1987. Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Informe técnico para la Comisión Honoraria del Plan Agropecuario. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, 199 pp.

MINGO, A.; OESTERHELD, M. 2009. Retention of dead leaves by grasses as a defense against herbivores. A test on the palatable grass *Paspalum dilatatum*. Oikos 118:753-757.

ORTIZ-JAUREGUIZAR, E.; CLADERA, G. A. 2006. Paleoenvironmental evolution of southern South America during the Cenozoic. Journal of Arid Environments 66:498-532.

PANARIO, D.; MAY, H. 1994. Estudio comparativo de la sucesión ecológica de la flora pratense en dos sitios de la región basáltica, suelo superficial y suelo profundo, en condiciones de exclusión y pastoreo. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca y Agricultura, Boletín Técnico Nº13:55-67.

PARUELO, J. M.; LAUENROTH, W. 1996. Relative abundance of functional types in grassland and shrubland of North America. Ecological Applications 6:1212-1224.

PERELMAN, S. B.; CHANETON, E.J.; BATISTA, W. B.; BURKART, S. E.; LEÓN R.J.C. Habitat stress, species pool size and biotic resistance influence exotic plant richness in the Flooding Pampa grasslands. Journal of Ecology 95: 662-673.

PEZZANI, F.; BAEZA, S.; PARUELO, J.M. 2011. Efecto de los arbustos sobre el estrato herbáceo de pastizales. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

RODRÍGUEZ, C.; LEONI, E.; LEZAMA, F.; ALTESOR, A. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. Journal of Vegetation Science 14:433-440.

RUSCH, G. M.; OESTERHELD, M. 1997. Relationship between productivity, and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grasslands. Oikos 78:519-526.

SAGE, R. F. 2004. The evolution of C_4 photosynthesis. New Phytologist 161:341-370.

SALA, O. E.; OESTERHELD, M.; LEÓN, R.J.C. SORIANO, A. 1986. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. Vegetatio 67:27-32.

SHANTZ, H. L. 1954. The place of grasslands in the earth's cover. Ecology 35:143-145.

WATSON, L.; DALLWITZ, M. J. 1992 en adelante. The Grass Genera of the World: descriptions, illustrations, identification, and information retrieval; including synonyms, morphology, anatomy, physiology, phytochemistry, cytology, classification, pathogens, world and local distribution, and references. Disponible en URL: http://delta-intkey.com

WILSON, J. R.; HATTERSLEY, P. W. 1989. Anatomical characters and digestibility of leaves of Panicum and other grass genera with C_3 and different types of C_4 photosynthetic pathway. Australian Journal of Agricultural Research 40:125-136.

Piñeiro, G.[1]

[1]Facultad de Agronomía,
Universidad de Buenos Aires.
IFEVA/CONICET.
pineiro@agro.uba.ar

CAPÍTULO V. Impactos de la ganadería sobre la dinámica del C y N en los pastizales del Río de la Plata

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

Este trabajo pretende hacer una síntesis de los efectos del pastoreo sobre el ciclo del C y N en los Pastizales del Río de la Plata, los cuales han sido pastoreados por herbívoros domésticos por más de 400 años. Los herbívoros pueden afectar la acumulación de materia orgánica del suelo (MOS) a través de una variedad de mecanismos simultáneos, que muchas veces difieren en el corto y en el largo plazo. Los modelos de simulación y las evidencias experimentales señalan que el pastoreo ha cambiado la composición de especies en la región y disminuido los contenidos de MOS en muchos sitios, pero no en todos. Los mecanismos por los cuales el pastoreo ha afectado la MOS son principalmente a través de la disponibilidad de N y de la producción de raíces. A partir de un esquema integrador de los posibles mecanismos por los cuales el pastoreo afecta la acumulación de MOS, se sugiere realizar medidas de manejo que afecten el mecanismo principal actuante en cada situación particular. La reducción de las pérdidas de N surge como la mejor alternativa para aumentar la MOS y mantener otros servicios ecosistémicos.

INTRODUCCIÓN

Los Pastizales del Río de la Plata han sido pastoreados por herbívoros domésticos desde principios del siglo XVII (Soriano 1992). Actualmente alrededor de la mitad del área de estos pastizales (cerca de 50 millones de ha) se encuentra bajo condiciones de pastoreo por lanares y vacunos. Sin embargo, sus impactos ambientales son poco conocidos, probablemente debido a la escasez de documentación ecológica de las situaciones que la antecedieron o de relictos actuales no afectados por el pastoreo que puedan ayudar a inferirlas. La relativamente leve impronta del pastoreo en los ecosistemas (mucho menor que la observable en la transformación de un bosque en tierras de cultivo) y la larga historia (> de 400 años) que tiene en la región, han probablemente favorecido la creencia de que la ganadería no produce modificaciones sustanciales en los ecosistemas de pastizales de la cuenca de Río de la Plata. No obstante, son numerosos los trabajos científicos internacionales que señalan que el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) y la producción primaria neta (PPN), dos atributos importantes del ciclo del C y del flujo de la energía en los pastizales, pueden ser alterados por el pastoreo (Frank y McNaughton, 1993, Milchunas y Lauenroth, 1993, McNaughton *et al.,* 1998, Oesterheld *et al.,* 1999, Schuman *et al.,* 1999, Quadros y Pillar, 2001, Semmartin y Oesterheld 2001, Conant *et al.,* 2003, Henderson *et al.,* 2004, Cui *et al.,* 2005). Por otra parte, diversos autores muestran que existe una estrecha vinculación entre el ciclo del C y el del N, principalmente en la acumulación de estos elementos en la materia orgánica del suelo

(MOS) en climas templados a subtropicales como los de los Pastizales del Río de la Plata (Drinkwater *et al.,* 1998, Neff *et al.,* 2002, Conant *et al.,* 2005). Por lo tanto, los impactos del pastoreo sobre la materia orgánica del suelo deben ser abordados considerando ambos elementos en conjunto (Conant *et al.,* 2005).

Existe controversia acerca de la magnitud y sentido de los efectos del pastoreo sobre el ciclo del C y N en los ecosistemas (Milchunas y Lauenroth, 1993). Desde el punto de vista biogeoquímico, el pastoreo provocaría diversas alteraciones, pero las más importantes ocurrirían en las entradas de C al ecosistema (la PPN) y/o en las salidas de N. La modificación de ambos flujos modificará los niveles de materia orgánica del suelo (Burke *et al.,* 1997, Frank *et al.,* 2004). Diversos trabajos han estudiado los efectos del pastoreo sobre estas variables. Sin embargo, no existe un claro consenso de sus efectos. Para el caso del impacto del pastoreo sobre la PPN se han realizado importantes esfuerzos por describir patrones generales (Milchunas y Lauenroth, 1993, Oesterheld *et al.,* 1999). Pocos son, en cambio, los trabajos de síntesis acerca de los efectos del pastoreo sobre la materia orgánica del suelo, probablemente por lo variado de las respuestas encontradas, muchas veces en sitios muy cercanos (Derner *et al.,* 2006). Una mirada biogeoquímica a este problema podría reconciliar los resultados obtenidos por diferentes autores e intentar establecer patrones generales de respuesta.

La materia orgánica del suelo constituye la principal fuente de fertilidad edáfica y determina fuertemente las características físicas del suelo. Los herbívoros pueden afectar la acumulación de MOS a través de una variedad de mecanismos simultáneos. La mayoría de estos mecanismos involucran cambios en la cantidad de C y N (los dos elementos más importantes que componen la materia orgánica) que entra o sale del suelo (Schlesinger, 1991, Baisden *et al.,* 2002). Estos mecanismos pueden ser, entre otros: (1) la redistribución de N en el ecosistema (Augustine, 2003), que generalmente aumenta las pérdidas de N; (2) la exportación de N en la biomasa de plantas y animales, que también aumenta las salidas de N; (3) los aumentos en la volatilización y lixiviación de N (Frank y Evans, 1997); (4) el consumo de C y la respiración por los herbívoros, que disminuye las entradas de C al suelo; (5) la compactación del suelo por pisoteo (Henderson *et al.,* 2004), con efectos variables en las entradas y salidas de C; (6) el aumento en la erosión del suelo, que acelera las pérdidas de C y N (Neff *et al.,* 2005), (7) los cambios en la asignación de C y N a raíces (Pucheta *et al.,* 2004), que aumentan o disminuyen las entradas de C y N al suelo; (8) los cambios en la calidad de la broza (Allard *et al.,* 2003), que influyen en la descomposición y las salidas de C; (9) los cambios en la fijación de N (Allard *et al.,* 2003) que influyen en las entradas de N; (10) los cambios en la productividad primaria ocasionados por la remoción de biomasa muerta y verde (Oesterheld *et al.,* 1999), que alteran las entradas de C y (11) la destrucción física del material muerto en pie por el tráfico animal (Schuman *et al.,* 1999) que puede aumentar la PPN y favorecer la descomposición. Los cambios en la composición de especies inducidos por la herbivoría pueden activar algunos de estos mecanismos biogeoquímicos mencionados. Por ejemplo, las variaciones en la calidad de la broza, la cantidad de C y N que es alojado en las raíces o la abundancia de leguminosas que fijen nitrógeno en el tapiz vegetal (Allard *et al.,* 2003, Loiseau *et al.,* 2005). Dependiendo de la magnitud y el signo de los cambios provocados en las entradas y en las salidas de C y N del suelo, el pastoreo tendrá consecuencias positivas o negativas sobre la MOS.

Pocos estudios se han enfocado al entendimiento de los efectos que provoca el pastoreo con animales domésticos (a altas cargas) sobre la materia orgánica del suelo en los Pastizales del Río de la Plata. Estudios pioneros realizados en la subregión de la Pampa Deprimida (suelos inundables), muestran pequeñas variaciones en la materia orgánica del suelo por efecto de la exclusión del pastoreo (generalmente no significativos) (Lavado y Taboada, 1985, Lavado *et al.,* 1995, Chaneton y Lavado, 1996). Sin embargo, un trabajo realizado en la subregión de los Campos del Norte, en Brasil, evalúa distintas cargas animales sobre campo

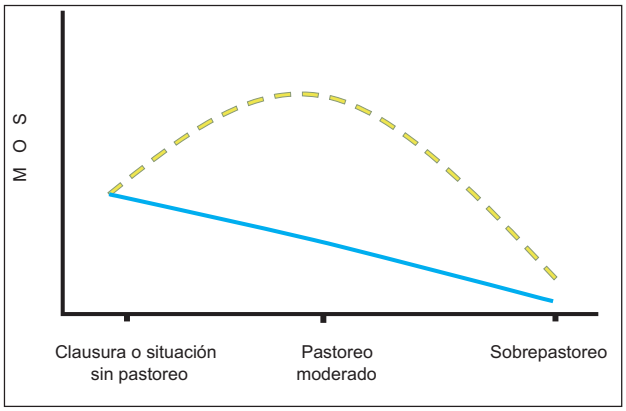


Figura 1. Posibles efectos de la intensidad del pastoreo sobre la materia orgánica del suelo. La línea punteada supone aumentos de materia orgánica del suelo (MOS) a pastoreos moderados mientras que la línea llena supone siempre pérdidas de MOS bajo pastoreo.

natural y reporta importantes disminuciones de la materia orgánica a altas cargas animales (Bertol *et al.,* 1998). En la subregión de los Campos uruguayos no existen trabajos que analicen la influencia de los herbívoros domésticos en las reservas de materia orgánica. Si bien está bastante aceptado que cargas muy altas de herbívoros, que provocan sobrepastoreo y degradación, disminuyen la materia orgánica del suelo, aún no está claro si pastoreos moderados podrían aumentar la materia orgánica del suelo o disminuirla (Figura 1). Este capítulo tiene como objetivo presentar una síntesis de la información obtenida por el autor y colaboradores durante los últimos cinco años (Proyecto FPTA 175 y otros), acerca de los efectos del pastoreo sobre los ciclos biogeoquímicos del C y N en los pastizales del Río de la Plata, con especial énfasis en los efectos sobre los contenidos de materia orgánica del suelo.

EFECTOS DE LA INTRODUCCIÓN DE LA GANADERÍA SOBRE EL CICLO DEL C Y N EN LA REGIÓN

Los efectos de la introducción del ganado en la región, hace más de 400 años, son difíciles de evaluar, pero pueden estudiarse mediante modelos de simulación o con herramientas de paleoecología. Las evidencias generadas con modelos de simulación sugieren cambios importantes en la materia orgánica del suelo como resultado de la introducción del ganado (Piñeiro *et al.,* 2006b). Utilizando una versión del modelo CENTURY (Parton *et al.,* 1987), calibrado y evaluado para la región, se observó que luego de 370 años de pastoreo, el ganado redujo los flujos y las reservas de C en el ecosistema (Piñeiro *et al.,* 2006b) (Figuras 2 y 3). En promedio para los 11 sitios evaluados a lo largo de la región (Figura 2), los contenidos de COS se redujeron en un 22% o 21,5 toneladas de C ha^{-1} (10,5 a 35 toneladas de C ha^{-1}, desde los sitios menos productivos a los más productivos). Estas pérdidas son similares en magnitud a las encontradas por otros autores luego de algunas décadas de agricultura. El pastoreo por herbívoros domésticos también disminuyó la productividad primaria neta en la región en un 24% en promedio (Figura 3). Las reducciones en la productividad primaria neta y en los contenidos de COS fueron consecuencia de las mayores pérdidas de N ocasionadas por el pastoreo.

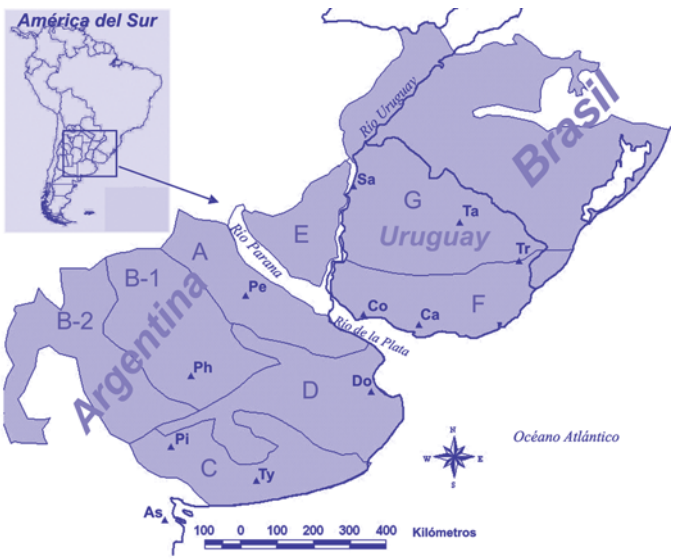


Figura 2. Mapa de los pastizales del Río de la Plata y sus subregiones: la pampa ondulada (A), la pampa interior (B) con dos subdivisiones, la pampa austral (C), la pampa deprimida (D), la pampa mesopotamica (E), los campos del sur (F) y los campos del norte (G). Los triángulos muestran los sitios de estudio simulados con CENTURY. Tomado de (Piñeiro *et al.* 2006b).

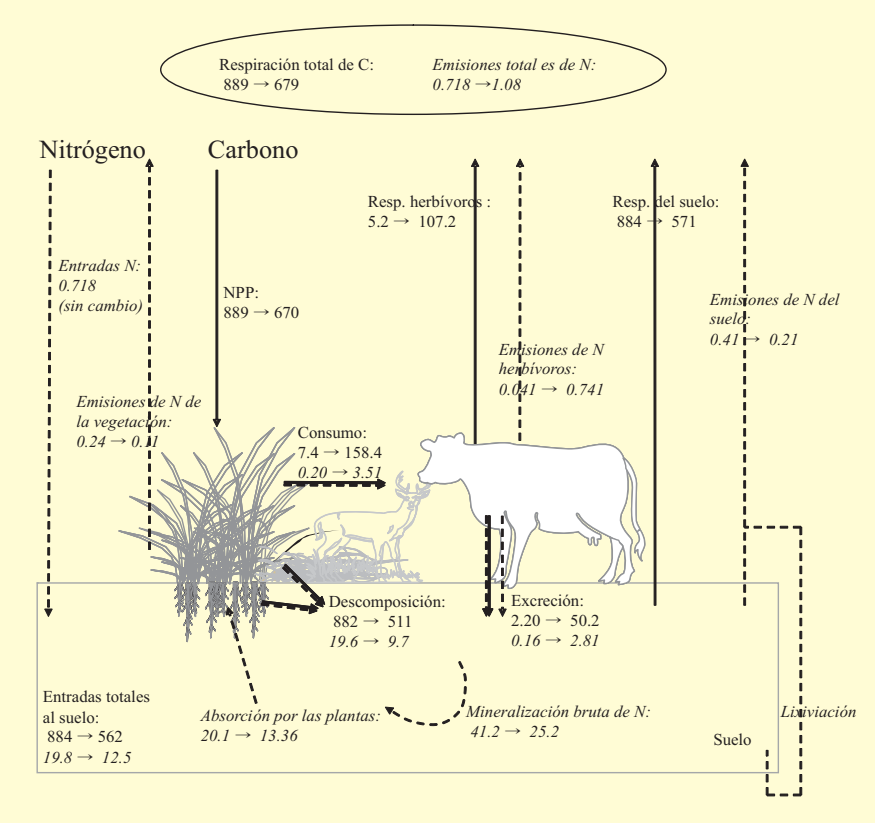


Figura 3. Flujos de carbono y nitrógeno en el ecosistema antes y después de 370 años de pastoreo por herbívoros domésticos (g.m^{-2}.año^{-1}). Los valores son el promedio de los 11 sitios estudiados. Los números representan los valores de los flujos antes de la introducción del ganado (a la izquierda de la flechas) y después de la introducción (valores a la derecha de la flechas). Los valores en cursiva representan los flujos de N y los normales los flujos de carbono. Tomado de (Piñeiro *et al.,* 2006b).

Cuatro siglos de pastoreo con herbívoros domésticos cambiaron el ciclo del N en los pastizales del Río de la Plata, aumentando las salidas de N del ecosistema (67%), lo cual disminuyó el contenido de N del suelo (en 19% o 970 kg de N ha^{-1}) y el reciclaje de N en el ecosistema, incrementando la apertura del ciclo del N (64%) (Figura 3). Las reducciones en los contenidos de nitrógeno ocurrieron principalmente como consecuencia de la volatilización y lixiviación de N desde los parches de orina y heces. Las emisiones de N del ganado probablemente alteraron las deposiciones de N en la región y las formas de N reactivo en la atmósfera, como se discute en detalle en la sección final de este articulo. Las reducciones en el contenido de nitrógeno orgánico del suelo (NOS) extrapoladas para la región entera sumaron un total de 61,7 Tg de N.

Las simulaciones con el modelo mostraron que las consecuencias en el mediano plazo (1 a 20 años) de la introducción del ganado a altas cargas difirieron significativamente de los efectos de largo plazo descriptos anteriormente. Las simulaciones de mediano plazo del pastoreo doméstico sugirieron aumentos en los retornos de N al suelo vía orina y heces del orden de los 40,2 kg ha^{-1} mes^{-1} (2564%). Estos mayores incrementos sobrecompensaron las mayores emisiones de N vía volatilización y lavado, que fueron del orden de 9,2 kg ha^{-1}.mes^{-1} (127%), promoviendo un aumento momentáneo del N inorgánico del suelo de 11,8 kg ha^{-1} (51%), promedio para todos los sitios. En el modelo, los sitios menos productivos (H. Ascasubi, Dolores, Tacuarembó, Tres Arroyos, Pigüé y Colonia, Figura 4) respondieron a la mayor disponibilidad de N inorgánico, aumentando la absorción de N por las plantas y la PPN, así como las reservas de COS y NOS en las fracciones lábiles del suelo durante los primeros años después de la introducción del ganado (Figura 4b). En contraste, en los sitios más productivos (Canelones, Pergamino, Treinta y Tres, Salto, y Pehuajo) estos atributos de los ecosistemas permanecieron inalterados o disminuyeron ligeramente (Figura 4a).

Los análisis con el modelo CENTURY también sugieren que el régimen de fuego interactúa con el régimen de pastoreo determinando en el largo plazo el funcionamiento y la estructura del ecosistema. En este sentido, los resultados sugieren que la acumulación de C en el suelo de los pastizales del Río de la Plata está principalmente determinada por estos dos disturbios, a través de su restricción en la disponibilidad de N. La historia evolutiva del pastoreo y los regímenes de fuego históricos, parecen ser los facto-

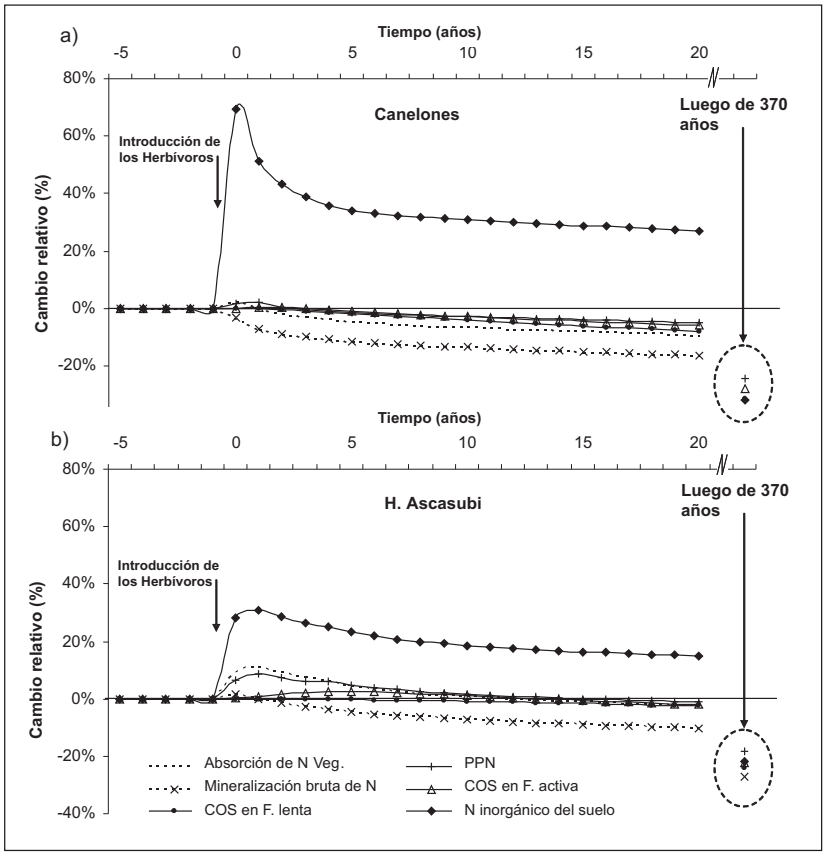
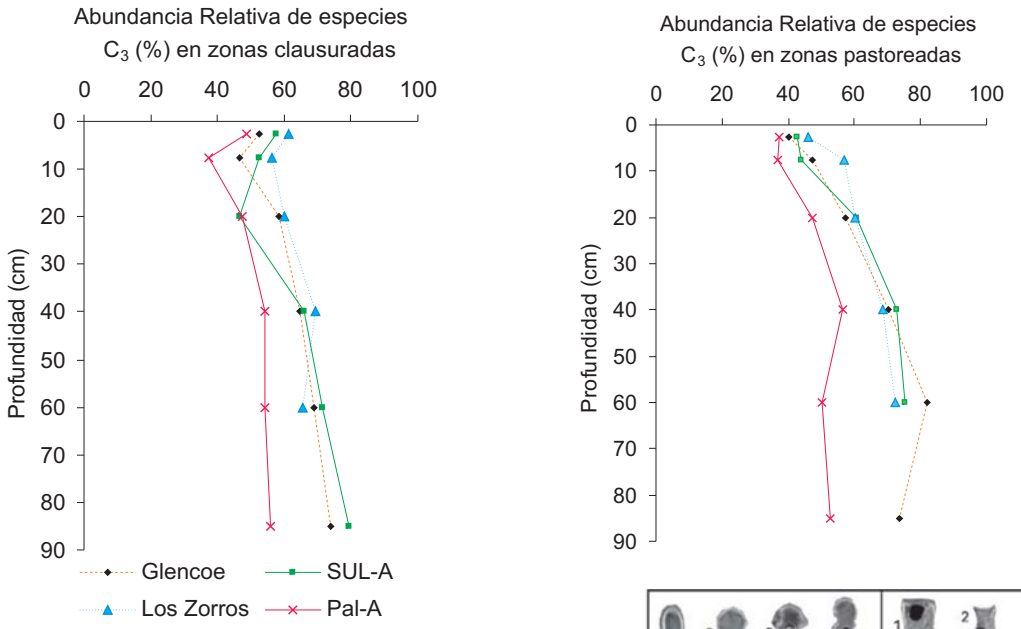


Figura 4. Variaciones en el mediano plazo de atributos clave de los ecosistemas, luego de la introducción de los herbívoros, en dos sitios contrastantes del gradiente ambiental analizado. Los herbívoros domésticos fueron introducidos a altas cargas en el año 0. Las trayectorias observadas para Canelones (a) fueron similares a las de los sitios con suelos de mayor fertilidad (Pergamino, Treinta y Tres, Salto, y Pehuajo), mientras que las trayectorias de H.Ascasubi (b) representan a aquellas observadas en los sitios de menor fertilidad (Dolores, Tacuarembo, Tres Arroyos, Pigue y Colonia).Tomado de (Piñeiro *et al*., 2006b).

res más importantes en determinar los efectos de los herbívoros domésticos en los ecosistemas, principalmente a través de su efecto en las reservas de C y N del suelo. Los cambios en las especies vegetales provocados por el pastoreo domestico y la alteraciones en el régimen de incendios determinarán en parte los efectos netos de los herbívoros sobre la materia orgánica del suelo. Por esto, es importante determinar posibles cambios en las especies o en el régimen de incendios luego de la introducción del ganado por los europeos.

Las evidencias paleoecológicas generadas a partir de la distribución vertical de fitolitos en el suelo y de los cambios isotópicos de ^{13}C en profundidad, sugieren que la ganadería podría haber alterado la composición de especies en los pastizales del Río de la Plata. Ambas aproximaciones, sugieren que el pastoreo habría aumentando la proporción de gramíneas C_4 y disminuido la proporción de gramíneas C_3 y arbustos (Del puerto *et al.,* 2009) (Figura 5). Los contenidos de fitolítos en el suelo muestran que la abundancia relativa de especies C_3 se mantiene relativamente constante debajo de los 40 cm de profundidad, pero que disminuye desde los 40 cm hacia la superficie del suelo (Figura 5). En las áreas clausuradas, los fitolítos derivados de especies C_3 aumentan su abundancia relativa en los primeros centímetros del suelo como resultado de los aumentos en la abun-



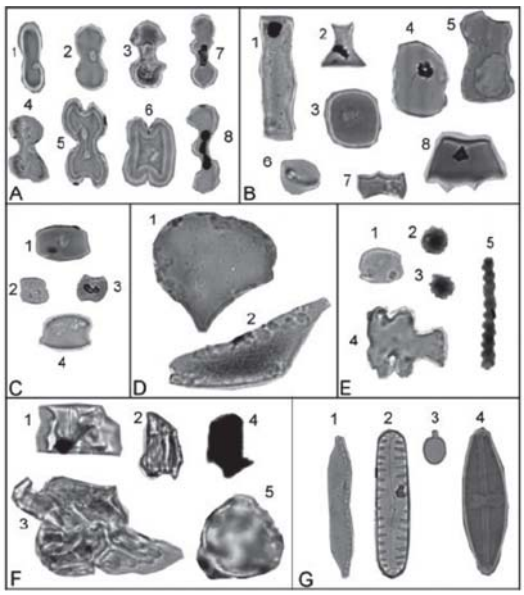


Figura 5. Panel a). Abundancias relativas de especies C_3 en áreas contiguas clausuradas y pastoreadas (Glencoe, SUL, El palmar y El relincho-Los zorros), estimadas mediante los contenidos de fitolitos en distintas profundidades del suelo. Panel b) partículas biosilíceas (fitolitos) y orgánicas observadas en las muestras de suelos analizadas. Cada forma se asocia a distintas especies de plantas (tomado de Del puerto *et al.,* 2009).

dancia de especies C_3 observados a campo (Altesor *et al.,* 2006). Si bien no se han podido datar hasta el momento los fitolítos, es posible que la introducción del ganado haya provocado los cambios en los contenidos de fitolítos de los 40 cm hacia arriba. Estos resultados sugieren que el pastoreo disminuye la abundancia de especies C_3, lo cual concuerda con una mayor limitación de N en el ecosistema luego de la introducción del ganado y posiblemente con una disminución en la frecuencia de incendios.

EFECTOS DE MEDIANO PLAZO DE LOS HERBÍVOROS DOMÉSTICOS SOBRE EL CICLO DEL C Y N

Resultados experimentales en la región

Análisis de áreas clausuradas al pastoreo sugieren resultados similares a los obtenidos con modelos de simulación para suelos zonales, pero muestran efectos distintos de la ganadería sobre suelos azonales (Piñeiro *et al.,* 2009). En un análisis de 16 sitios clausurados al pastoreo entre 5 y 30 años, se encontró que la exclusión del ganado promovió un aumento de los contenidos de MOS en los suelos profundos y bien drenados, pero una disminución en los contenidos de MOS en los suelos superficiales y en los inundables (Figura 6, Cuadro 1). A pesar de esto, en todos los tipos de suelos ocurrieron cambios similares en la calidad de la materia orgánica: una disminución en la relación C/N de las fracciones lábiles de la materia orgánica bajo clau-

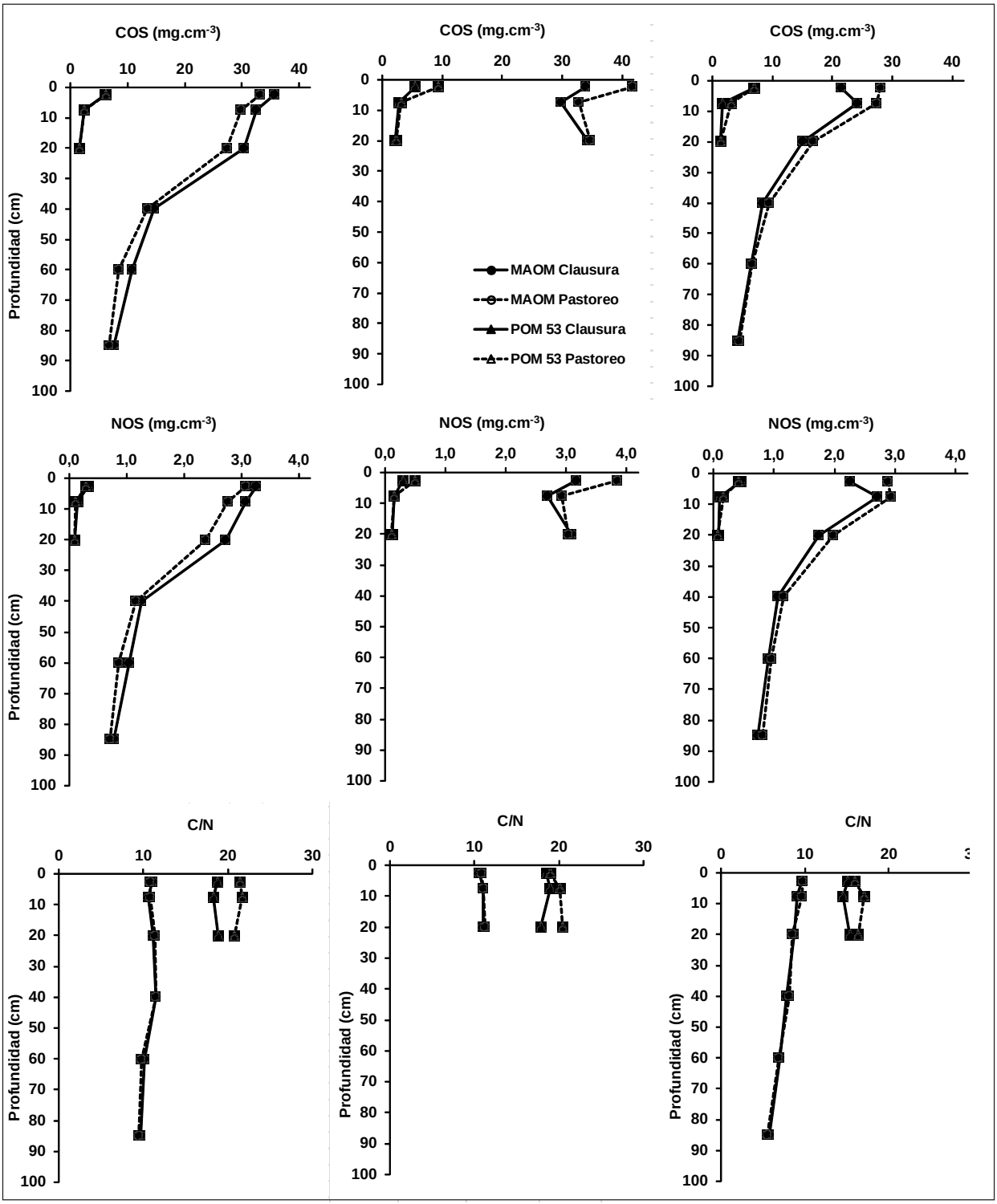


Figura 6. Variaciones en profundidad del contenido de C y N orgánico y de la relación C/N en diferentes fracciones de la materia orgánica del suelo bajo pastoreo y clausura, para distintos tipos de suelos (profundos n=8, superficiales n=4 e inundables n=3). Las mediciones corresponden a los siguientes intervalos 0-5, 5-10, 10-30, 30-50, 50-70 y 70-100 cm. MAOM es la materia orgánica asociada a los minerales, POM 53 es la materia orgánica particulada separada utilizando un tamiz de 53 µm y POM 500 es la materia orgánica particulada separada utilizando un tamiz de 500 µm. El C en los sitios clausurados corresponde a una masa de suelo equivalente a la registrada en los sitios pastoreados COS es carbono orgánico del suelo y NOS es nitrógeno orgánico del suelo, (tomado de Piñeiro *et al*., 2009).

Cuadro 1. Contenidos de carbono (COS) y nitrógeno orgánico del suelo (NOS) promedio en las zonas pastoreadas y clausuradas sobre distintos tipos de suelos (0-30 cm de profundidad)*.

	Suelos de Loma	Suelos Superficiales	Suelos Bajos
COS clausura (t ha^{-1})	102	109	60
COS pastoreo (t ha^{-1})	94	118	69
Diferencia (t ha^{-1})	8.6	-7.7	-8.9
Diferencia %	10%	-15%	-13%
Tasa de cambio (kg ha^{-1} año^{-1})	624	-1192	-800
NOS clausura (t ha^{-1})	9.0	9.6	6.4
NOS pastoreo (t ha^{-1})	8.1	10.0	7.3
Diferencia (t ha^{-1})	0.96	-0.47	-0.93
Diferencia %	13%	-13%	-13%
Tasa de cambio (kgha^{-1} año^{-1})	66	-64	-89
C/N del suelo clausura	11.3	11.2	9.4
C/N del suelo pastoreo	11.6	11.5	9.5

*Las diferencias entre regimenes de pastoreo para distintos suelos fueron todas significativas ($p<0.01$), tanto para el Carbono orgánico del suelo (COS) como para el Nitrógeno orgánico del suelo (NOS). Las diferencias en la relación C:N entre distintos tipos de suelo no fueron significativas.

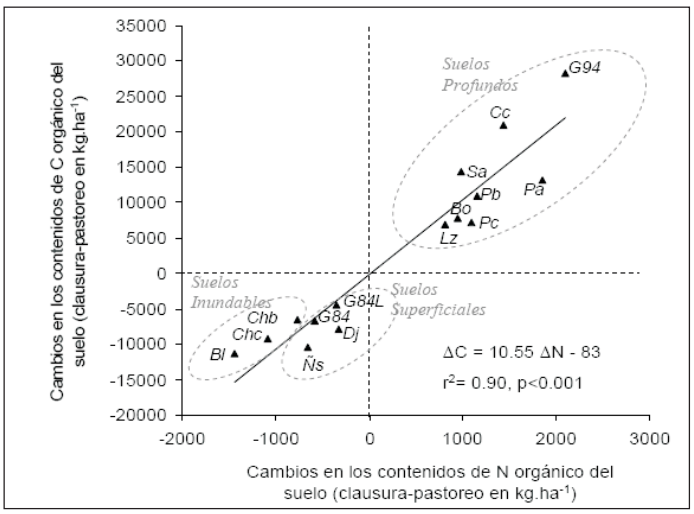


Figura 7. Relación entre los cambios ocurridos en el contenido de C y N orgánico del suelo luego de la exclusión del pastoreo. Los círculos agrupan sitios con un mismo tipo de suelo Tomado de Piñeiro *et al.,* 2009.

sura, pero en la fracción recalcitrante esta relación permaneció constante (Figura 6). Estos cambios en la calidad de la materia orgánica del suelo probablemente se explican por la disminución de la relación C/N en la biomasa subterránea bajo clausura (Figura 8) producida por los cambios en la composición de especies (Altesor *et al.,* 2006). En el mismo sentido, la exclusión del pastoreo provocó una disminución de la biomasa subterránea en todos los sitios a pesar de encontrarse sobre distintos tipos de suelos.

Las diferencias en los contenidos de COS y NOS entre los tratamientos pastoreados y clausurados, estuvieron fuertemente asociadas a lo largo de todo el gradiente, a pesar de las diferencias en la profundidad del suelo y del régimen de inundación ($r^2=0.90$, $p<0.001$, $n=15$) (Figura 7). La ordenada al origen de la regresión presentada en la Figura 7 no fue significativamente diferente de 0 ($p<0.26$) y la pendiente de la regresión sugiere que por cada g de N ganado o perdido se ganaron o perdieron 10,5 g de C. Se encontraron asociaciones similares en todas las fracciones del suelo (POM 500, $r^2=0.71$, $p<0,001$, $n=15$; POM 53, $r^2=0,84$, $p<0,001$, $n=15$; MAOM, $r^2=0,89$, $p<0,001$, $n=15$), sugiriendo una estrecha relación entre los cambios ocurridos en el COS y en el NOS.

La exclusión del pastoreo disminuyó significativamente la biomasa subterránea (raíces y otros órganos subterráneos) en los pastizales del Río de la Plata (PRP). La reducción total del contenido de C en los órganos subterráneos para los primeros 30 centímetros del perfil fue en promedio -1.925 kg ha^{-1} (-41%), representando una pérdida de -128 kg ha^{-1} año^{-1} con respecto a los sitios pastoreados. Se encontró una reducción más pequeña pero significativa, de -28 kg ha^{-1} (-31%), en el contenido de N orgánico de los órganos subterráneos, después de la exclusión de los herbívoros (en los primeros 30 cm de suelo y en promedio para todos los sitios).

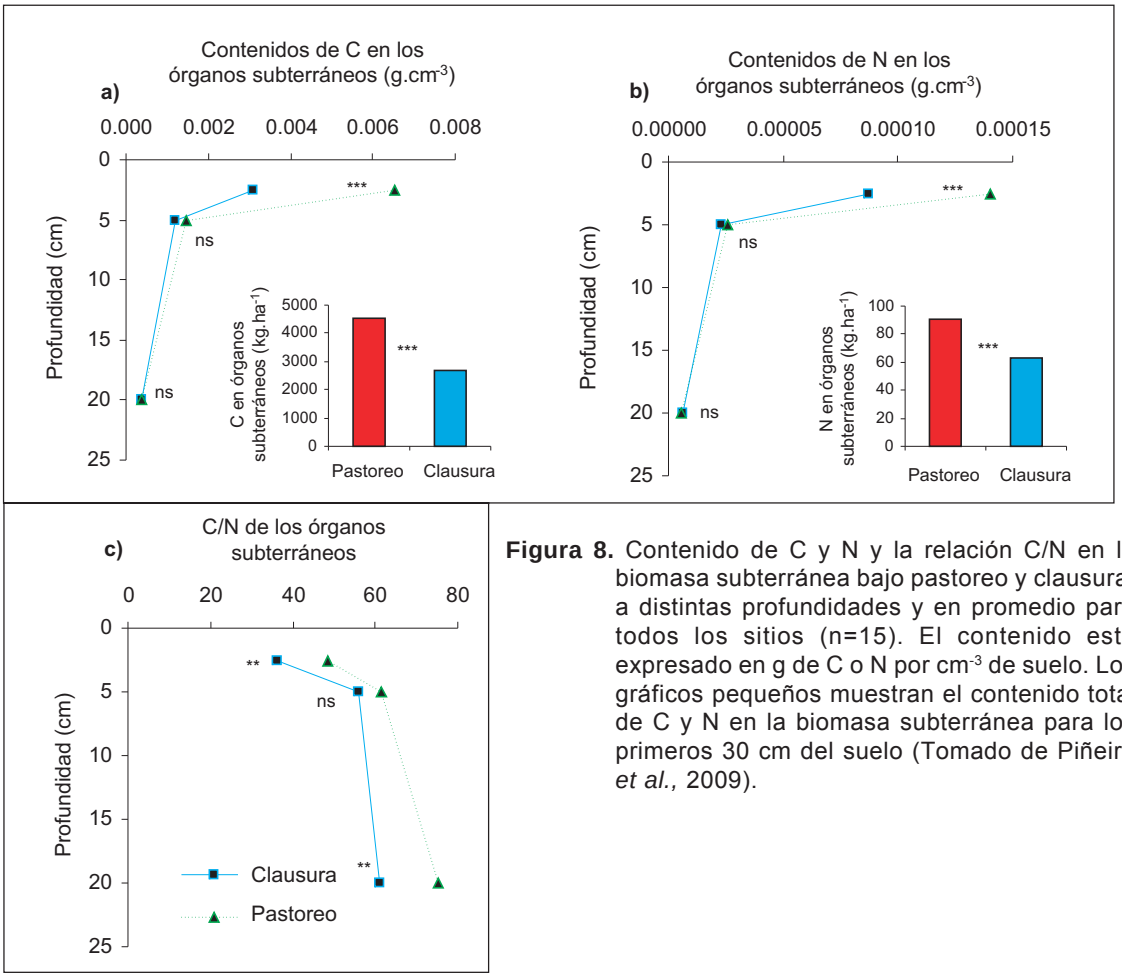


Figura 8. Contenido de C y N y la relación C/N en la biomasa subterránea bajo pastoreo y clausura, a distintas profundidades y en promedio para todos los sitios (n=15). El contenido está expresado en g de C o N por cm^{-3} de suelo. Los gráficos pequeños muestran el contenido total de C y N en la biomasa subterránea para los primeros 30 cm del suelo (Tomado de Piñeiro *et al.,* 2009).

Esta reducción menor en el contenido de N, con respecto al contenido de C en los órganos subterráneos luego de la exclusión del pastoreo, se debió a un aumento en la concentración de N en los órganos subterráneos. La concentración de N en dichos órganos aumentó de 0,89 a 1,19% en el estrato más superficial de suelo (0-5 cm), de 0,72 a 0,81% en el estrato de 5-10 cm y de 0.60 a 0.78% en el correspondiente al intervalo de 10-30 cm de profundidad del suelo. Las diferencias en la concentración de N de los órganos subterráneos sólo fueron significativas en los intervalos de 0-5 cm y 10-30 cm ($p < 0.03$, n=15). La concentración del C en la biomasa subterránea permaneció constante en ambos tratamientos y por esto la relación C/N fue mayor bajo pastoreo (Figura 8).

Estos experimentos señalan que las consecuencias del pastoreo sobre el contenido y la calidad de la MOS, dependen principalmente del tipo de suelo y la vegetación. Los cambios en el contenido de MOS entre los tratamientos pastoreados y no pastoreados resultaron del balance entre los cambios en la partición de C y N en las raíces y de la capacidad del suelo de acumular la mayor disponibilidad de N ocasionada por la suspensión de las pérdidas de N desde los parches de orina y heces. En este sentido, se postula que en los suelos profundos y bien drenados, los aumentos de MOS en la clausura se debieron a una eficiente captura de la mayor disponibilidad de N, que contrarrestó las pérdidas de N ocasionadas por la disminución en la biomasa de raíces.

La disminución en el contenido de MOS en los suelos superficiales, probablemente se debió a que en estos suelos no se pudo capitalizar en los horizontes profundos la mayor disponibilidad de N y entonces las reducciones en la biomasa subterránea ocasionaron pérdidas de MOS. Finalmente, la disminución del contenido de MOS en los suelos inundables, probablemente se debió al régimen de inundación que interactuó con el pastoreo, impidiendo la

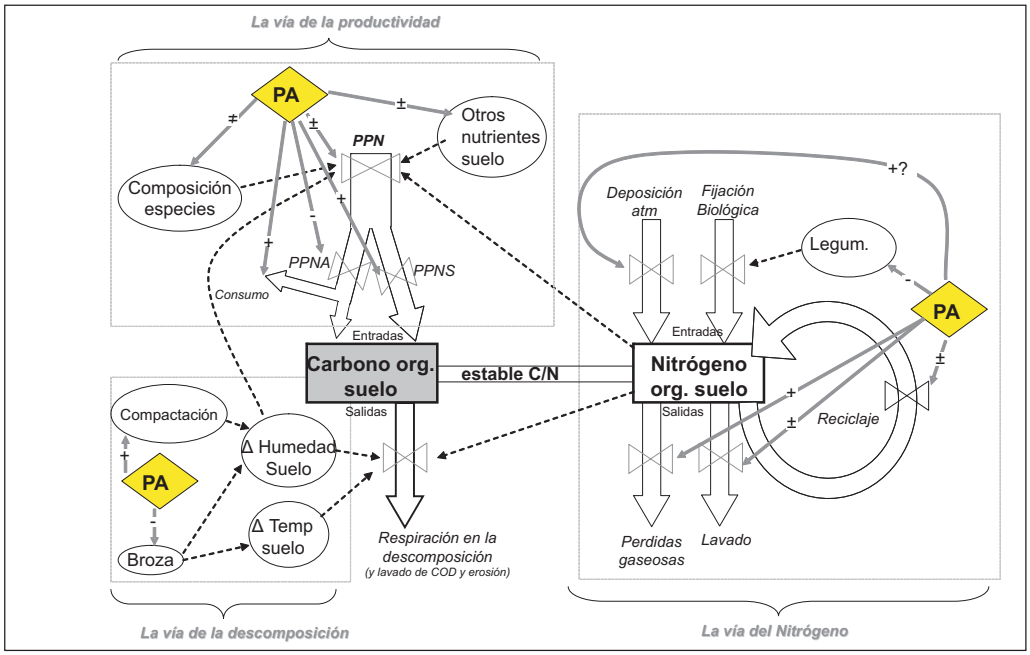


Figura 9. Esquema de los posibles efectos del pastoreo sobre el carbono orgánico del suelo mediante diferentes vías. Se separaron tres vías principales: la vía del nitrógeno, la vía de la productividad y la vía de la descomposición. PA es pastoreo; PPN es la productividad primaria neta; PPNA es la productividad primaria neta aérea; PPNS es la productividad primaria neta subterránea y COD es carbono orgánico disuelto. Las flechas señalan influencias negativas, positivas o ambas según la evidencia disponible. Tomado de (Piñeiro *et al.,* 2010).

formación de MOS a partir de la mayor disponibilidad de N en las áreas clausuradas.

Síntesis de los efectos del pastoreo sobre el COS

Los distintos mecanismos por los cuales el pastoreo puede afectar los contenidos de COS (y el ciclo del C y N en general) se pueden agrupar en tres vías principales. Piñeiro *et al.,* 2010 realizaron una revisión global de los efectos del pastoreo sobre la acumulación de COS y NOS, y concluyeron que existen tres vías principales por las cuales el pastoreo afecta la MOS: la vía del nitrógeno, la vía de la productividad y la vía de la descomposición (Figura 9). El pastoreo puede alterar los contenidos de COS por las tres vías simultáneamente o alguna de ellas y en consecuencia puede generar respuestas diferentes en distintos ecosistemas del planeta. El esquema de la Figura 9 puede ser utilizado para evaluar y organizar los efectos del pastoreo en un sitio en particular.

Diversos autores han mostrado cómo el pastoreo puede afectar al COS a través de cambios en la productividad primaria o la proporción de ésta que efectivamente ingresa al suelo (la vía de la productividad en la Figura 9). Normalmente una porción importante de la productividad primaria neta aérea (PPNA) es consumida por los herbívoros, disminuyendo la cantidad de C que efectivamente ingresa al suelo (Figura 9). El pastoreo puede además disminuir la PPNA debido a la remoción de biomasa verde y la consecuente disminución en el área foliar y la intercepción de radiación. En contraposición, los herbívoros también pueden incrementar la PPNA al remover tejidos viejos que poseen menor eficiencia fotosintética o biomasa seca que disminuye la intercepción de radiación por las hojas verdes (McNaughton, 1983, Knapp y Seastedt, 1986). El efecto neto del pastoreo dependerá del balance entre estos mecanismos.

El pastoreo también puede afectar la partición de C a órganos subterráneos y por lo tanto alterar la proporción de la PPN que ingresa al suelo. La PPNS

ingresa directamente al suelo y por lo tanto contribuye a la formación de COS en mayor proporción que la PPNA (Johnson y Matchett, 2001). Los efectos del pastoreo sobre la PPNA son variables, pero principalmente negativos (Oesterheld *et al.,* 1999), mientras que los efectos del pastoreo sobre la PPNS son en general positivos (McNaughton *et al.,* 1998, Pucheta *et al.,* 2004, Derner *et al.,* 2006). Es por esto que el pastoreo podría aumentar la formación de COS al aumentar la PPNS.

El pastoreo también puede alterar la PPN al producir cambios en la composición de especies de la comunidad vegetal (Figura 9). Los mecanismos por los cuales el pastoreo podría afectar la composición de especies son muchos pero se pueden separar en mecanismos directos (debidos a la selección de los herbívoros, pisoteo, destrucción física, etc.) o indirectos (cambios en la disponibilidad de nutrientes, en la temperatura del suelo, disponibilidad de agua, luz, etc.)(Semmartin y Oesterheld 2001, Bakker *et al.,* 2003). Los efectos,a su vez, dependen de la historia evolutiva de los herbívoros en el sitio de estudio (Milchunas y Lauenroth 1993, Cingolani *et al.,* 2005). Llamativamente, en Uruguay casi no existen trabajos que evalúen la dinámica de las poblaciones vegetales del pastizal natural y el efecto del pastoreo sobre su demografía. Información de este tipo constituiría la base fundamental desde la cual se podrían construir estrategias de manejo del pastoreo de los pastizales naturales.

Los cambios en la acumulación de COS en general son afectados por la disponibilidad de N, que también afecta la PPN y la descomposición (Figura 9). Los herbívoros pueden alterar las reservas de COS mediante aumentos o disminuciones en las entradas o salidas de N, ya que la relación C/N de la materia orgánica es relativamente estable, principalmente en las fracciones mas recalcitrantes del suelo (Piñeiro *et al.,* 2006a). Los herbívoros pueden aumentar las pérdidas de nitrógeno mediante las deposiciones concentradas de heces y orina (Whitehead y Raistrick 1993), pero pueden aumentar la retención de N en el ecosistema y favorecer la absorción de N al aumentar la producción de raíces (Heckathorn y Delucia, 1996, Derner *et al.,* 2006, Piñeiro *et al.,* 2009). Los herbívoros pueden también disminuir las entradas de N al disminuir la abundancia de leguminosas y pueden favorecer las redeposiciones de N de las lluvias al aumentar la volatilización desde los parches de orina (Figura 9), como se discutirá en detalle más adelante.

El pastoreo puede acelerar la tasa de ciclado de N, pero también disminuir la cantidad de N en el ecosistema, afectando el ciclo del carbono (Figura 9). Los herbívoros aceleran los retornos de N al suelo, ya que devuelven rápidamente al suelo el N consumido en forma inorgánica. Los herbívoros podrían aumentar la productividad de la vegetación, como ha sido observado en algunas regiones, debido a que generalmente el N limita la productividad y por lo tanto la devolución rápida de N por parte de lo herbívoros en formas rápidamente asimilables por las plantas podría aumentar la velocidad de ciclado de este elemento y favorecer la productividad (Frank y Evans 1997, McNaughton *et al.,* 1997, Holdo *et al.,* 2007, Semmartin *et al.,* 2007). Algunos autores sugieren que el pastoreo puede acelerar el ciclo del N en sistemas de alta fertilidad, pero disminuir su velocidad de ciclado en sistemas de baja fertilidad debido a una disminución en el NOS (Frank y McNaughton 1993, McNaughton *et al.,* 1997, Augustine y McNaughton, 2006). De todas formas, un ciclado mas rápido de N o disminuciones en la cantidad de NOS, podrían explicar los aumentos en la relación C/N observados en el suelo luego del pastoreo (Piñeiro *et al.,* 2010).

Finalmente, el pastoreo puede reducir los contenidos de COS al aumentar la descomposición (la vía de la descomposición - Figura 9) mediante cambios en las condiciones micrometeorológicas (temperatura y humedad del suelo). Las reducciones en la cantidad de broza o material vegetal muerto sobre el suelo ocasionadas por los herbívoros (Savadogo *et al.,* 2007) aumentan la temperatura del suelo, la amplitud térmica y la evaporación, favoreciendo la descomposición (Bremer *et al.,* 1998, Burke *et al.,* 1998). Mediciones de la temperatura del suelo realizadas por el autor durante el verano en pastizales naturales del departamento de San José, revelaron diferencias de

Cuadro 2. Estimaciones de las emisiones de N (volatilización) desde los parches de orina y heces para los pastizales del Río de la Plata (tomado de Piñeiro *et al.*, 2010).

Productividad kg/ha.año (*Sala 1981*)	**5000**
% consumo *(Oesterheld 1992)*	**58**
Consumo de forrage Kg/ha.año	**2900**
Carbono Consumido Kg /ha.año	**1450**
C/N de forraje consumido	**14**
N consumido Kg /ha.año	**104**
% de N consumido que retorna al suelo *Whitehead et al. 1993*	**80**
Emisiones de N Kg /ha.año	**20.7**

5.0 to 42.9 kg/ha.año

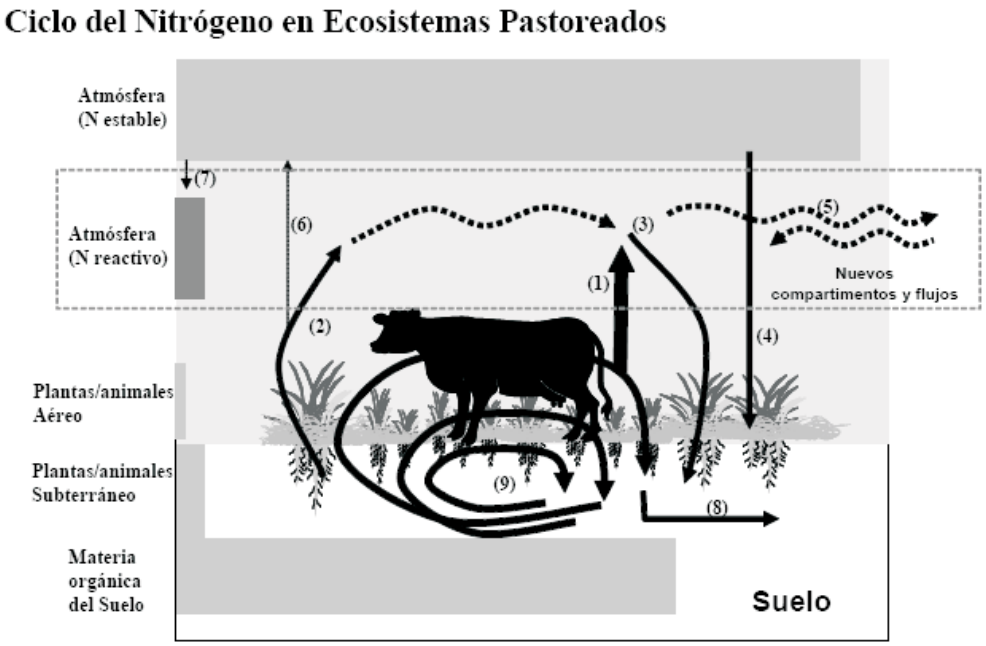


Figura 10. Ciclo del N en los ecosistemas pastoreados mostrando los flujos y compartimentos considerados comúnmente y nuevos flujos y compartimentos sugeridos para mejorar nuestra compresión del ciclo del N. Los flujos nuevos se muestran con líneas punteadas. El nuevo compartimento es el nitrógeno reactivo en la atmósfera. El tamaño de los flujos y cajas es proporcional a la magnitud de los mismos. Los números señalan los nombres de los flujos, (1) volatilización de N desde los parches de orina y heces, (2) emisiones de N reactivo desde suelo, (3) redeposición, (4) fijación biológica de N, (5) exportación a sistemas adyacentes, (6) emisiones de N_2O, (7) conversión de N_2 en N reactivo por descargas eléctricas, (8) lixiviación, (9) reciclado a través de la biota del suelo, la vegetación o los herbívoros (Piñeiro *et al.*, 2006b).

10° C entre situaciones pastoreadas y clausuradas a la herbivoría por ganado doméstico. También los aumentos en la compactación del suelo provocados por el pisoteo podrían reducir la cantidad de agua infiltrada al suelo y aumentar las variaciones en la humedad del suelo, potencialmente aumentando la descomposición de la materia orgánica del suelo (Abdel-Magid *et al.,* 1987, Savadogo *et al.,* 2007) (Figura 9).

CAMBIOS EN EL CICLO DEL N Y DEL N REACTIVO EN LA ATMÓSFERA

Los estudios mencionados anteriormente sugieren que la ganadería podría estar aumentando las emisiones de N reactivo a la atmósfera, lo cual ha sido corroborado por las altas tasas de deposición de amonio observadas en mediciones de agua de lluvia en la región (Piñeiro *et al.,* 2007). Las formas reactivas de N (o N reactivo) son aquellas formas químicas de N que no son estables en la atmósfera y que generalmente reaccionan con otros gases o son rápidamente redepositados en sitios cercanos (Galloway y Cowling, 2002). Ejemplos de estas formas reactivas de N son el NH_4, NO_X y el N_2O. Debido a las altas cargas ganaderas de la región, los herbívoros domésticos podrían estar provocando altas emisiones de N desde los parches de orina y heces, en forma de NH_4, aumentando la cantidad de N reactivo en la atmósfera. Las altas tasas de acumulación de N obtenidas en las clausuras de suelos profundos sugieren una alta deposición de N en la región (superior a los 20 kg de N ha^{-1} $año^{-1}$). Cálculos muy sencillos muestran que la cantidad de N reactivo emitido por los herbívoros a la atmósfera es similar a la cantidad acumulada en las clausuras de los suelos profundos (Cuadro 2) (Piñeiro *et al.,* 2010). Un análisis de sensibilidad de los supuestos utilizados en este cálculo permite estimar que las emisiones de N varían entre 5 y 43 kg de N ha^{-1} $año^{-1}$.

Las mayores emisiones de N desde los parches de orina y heces pueden ser redepositadas localmente, ya que la vida media del NH_4 en la atmósfera es corta (Figura 10). Sin embargo, el NH_4 también puede ser redepositado en regiones adyacentes (Figura 10, Flujo 5), como zonas agrícolas, áreas protegidas, lagunas u océanos. A su vez, los resultados obtenidos con los modelos de simulación (Piñeiro *et al.,* 2006b) muestran que la emisión de N reactivo desde el suelo disminuye con el pastoreo (Figura 10, Flujo 2) y principalmente la emisión de N_2O (Fig. 10, Flujo 6), el cual reacciona en la estratósfera con el ozono. A su vez, el N puede ingresar al ecosistema desde el reservorio estable de N_2, a través de la fijación biológica de N (Figura 10, Flujo 4) o vía descargas eléctricas (Figura 10, Flujo 7). El N también recircula en el ecosistema (Figura 10, Flujo 9), ya sea a través de la biota del suelo, la vegetación o los herbívoros y puede ser lixiviado (Fig. 10, Flujo 8). Este esquema muestra la importancia de considerar al N reactivo para entender los efectos del pastoreo sobre la acumulación de materia orgánica del suelo en la región y hace suponer que las re-deposiciones de N podrían en parte atenuar las mayores pérdidas de N ocasionadas por el pastoreo. Sin embargo, la mayor apertura del ciclo del N, ocasionada por los herbívoros domésticos, vuelve a los ecosistemas más dependientes de la circulación atmosférica de N y menos de la recirculación interna y por lo tanto puede provocar pérdidas de N en la materia orgánica del suelo. Estos análisis sugieren que sería necesario realizar mediciones en la región de las deposiciones de NH_4 y NO_x, así como también estudios sobre la emisión de gases traza (N_2O y NO_x) en situaciones pastoreadas y clausuradas.

IMPLICANCIAS DE MANEJO

Las evidencias disponibles surgieren que el N es una limitante importante para el almacenaje de carbono en la materia orgánica del suelo, especialmente bajo pastoreo. La generación de una mayor cantidad de raíces, estimulada por el pastoreo, podría disminuir las salidas de N y aumentar la captura de N y C en el suelo. Estrategias de manejo que maximicen la formación de raíces, indirectamente ayudarán a conservar el N dentro del ecosistema y favorecer la acumulación de materia orgánica. Sin embargo, poco se sabe en la región sobre el impacto de distintas frecuencias o intensida-

des de pastoreo sobre la producción de raíces. El aumento de las entradas de N es otra opción para aumentar el N disponible para la formación de MOS, principalmente aumentando la fijación biológica del N o la fertilización inorgánica. Si embargo, hay que ser cuidadosos con respecto a los posibles efectos no deseados de estas prácticas, como ser las alteraciones en la biodiversidad o composición de especies, la volatilización de N_2O (gas de efecto invernadero) o NH_4 y el lixiviado de NO_3 que contamina el agua subterránea.

Identificar la vía por la cual el pastoreo puede estar alterando el COS en cada sitio es un paso importante para diseñar prácticas de manejo localmente adaptadas para aumentar el almacenaje de COS. Por ejemplo, el cambio en la composición de las especies resultante del pastoreo, puede ser un factor determinante de los cambios en el COS en una región, debido a que la «vía de la productividad» y la «vía del nitrógeno» son ambas afectadas por cambios en la composición de especies. Se ha demostrado que el pastoreo intenso puede aumentar la presencia de hierbas, principalmente en la región de las pampas, las cuales tienen baja PPN y podrían disminuir las entradas de C al suelo. En otras situaciones, la remoción de material senescente y hojas viejas por parte de los herbívoros, podría aumentar la PPN y por ende las entradas de C al suelo. Los productores y técnicos deberían, para cada situación en particular, analizar los posibles mecanismos por los cuales el pastoreo podría estar afectando la MOS y la fertilidad, utilizando las evidencias científicas disponibles para la región y sus observaciones empíricas. Por ejemplo, sistemas de manejo con periodos de descanso estacional y anual pueden contribuir a disminuir el impacto negativo del pastoreo sobre la composición de especies que conduce a disminuciones del COS, así como de la productividad primaria y también a una menor calidad del forraje y accesibilidad del mismo.

El esquema presentado sobre los efectos del pastoreo sobre la MOS puede ser usado para organizar, analizar o comprender los complejos efectos del pastoreo sobre la acumulación de MOS. Un aumento en la MOS y por consiguiente en la fertilidad de suelo genera situaciones beneficiosas en términos de la productividad de los establecimientos ganaderos, pero también ayudando a las iniciativas globales para la reducción de los gases de efecto invernadero. Mediciones de las transferencias de N reactivo dentro de una región, así como la dinámica poblacional y la interacción entre especies vegetales con el pastoreo están faltando en la región. La fijación asimbiótica de N tampoco ha sido cuantificada aún en estos pastizales y desconocemos su aporte al ciclo del N y la acumulación de COS. Muchos de estos vacíos de conocimiento podrían abordarse generando experimentos de largo plazo del pastoreo (como existen en otras regiones del mundo). Estos experimentos proporcionarían información crucial para el diseño de prácticas de manejo locales dirigidas a conservar el N a nivel del paisaje y favorecer la acumulación de MOS bajo condiciones de pastoreo.

AGRADECIMIENTOS

Se agradecer especialmente al grupo Ecología de Pastizales de la Facultad de Ciencias y a los integrantes de Laboratorio de análisis regional y teledetección (LART) de la Facultad de Agronomía de la UBA, por su colaboración en muchos de los experimentos e ideas sintetizadas en este capítulo. Este trabajo fue parcialmente financiado por un subsidio proveniente del Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) CRN-2031 el cual recibe el apoyo de la US National Science Foundation (Grant GEO-0452325.

BIBLIOGRAFÍA

ABDEL-MAGID, A. H.; SCHUMAN, G. E.; HART, R. H. 1987. Soil bulk density and water infiltration as affected by grazing systems. Journal of Range Management 40:307-309.

ALTESOR, A. I.; PIÑEIRO, G.; LEZAMA, F.; JACKSON, R. B.; SARASOLA, M.; PARUELO, J. M. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in sub-humid grasslands of South America. Journal of Vegetation Science 17:323-332.

ALLARD, V.; NEWTON, P. C. D.; LIEFFERING, M.; CLARK, H.; MATTHEW, C.; SOUSSANA, J.F.; GRAY, Y. S. 2003. Nitrogen cycling in grazed pastures at elevated CO2: N returns by ruminants. Global Change Biology 9:1731-1742.

AUGUSTINE, D.; MCNAUGHTON, S. 2006. Interactive Effects of Ungulate Herbivores, Soil Fertility, and Variable Rainfall on Ecosystem Processes in a Semi-arid Savanna. Ecosystems 9:1242-1256.

AUGUSTINE, D. J. 2003. Long-term, livestock-mediated redistribution of nitrogen and phosphorus in an East African savanna. Journal of Applied Ecology 40:137-149.

BAISDEN, W. T.; AMUNDSON, R.; BRENNER, D.L.; COOK, A.C.; KENDALL, C.; HARDEN, J. W. 2002. A multiisotope C and N modeling analysis of soil organic matter turnover and transport as a function of soil depth in a California annual grassland soil chronosequence. Global Biogeochemical Cycles 16:1135.

BAKKER, C.; BLAIR, J.M.; KNAPP, A. K. 2003. Does resource availability, resource heterogeneity or species turnover mediate changes in plant species richness in grazed grasslands? Oecologia 137:385-391.

BERTOL, I.; GOMEZ, K. E.; DENARDI, R. B. N.; MACHADO, L. A. Z.; MARASCHIN, G. E. 1998. Propriedades fisicas do solo relacionadas a diferentes níveis de oferta de forragem numa pastagem natural. Pesquisa Agropecuaria Brasilera 33:779-786.

BREMER, D. J.; HAM, J.M.; OWENSBY, C. E.; KNAPP, A. K. 1998. Responses of soil respiration to clipping and grazing in a tallgrass prairie. Journal of Environmental Quality 27:1539-1548.

BURKE, I. C.; LAUENROTH, W. K.; MILCHUNAS, D. 1997. Biogeochemistry of managed grasslands in Central North America. Pages 85-102 *en* E. A. Paul, K. Paustian, E. T. Elliott, y C. V. Cole, editores. Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. CRC Press, Boca raton.

BURKE, I. C.; LAUENROTH, W. K.; VINTON, M. A.; HOOK, P. B.; KELLY, R. H.; EPSTEIN, H. E.; AGUIAR, M. R.; ROBLES, M. D.; AGUILERA, M. O.; MURPHY, K. L.; GILL, R. A. 1998. Plant-soil interactions in temperate grasslands. Biogeochemistry 42:121-143.

CINGOLANI, A. M., NOY-MEIR, I.; DÍAZ, S. 2005. Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. Ecological applications 15:757–773.

CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; DEL GROSSO, S. J.; PARTON, W. J. 2005. Nitrogen pools and fluxes in grassland soils sequestering carbon. Nutrient Cycling in Agroecosystems 71:239-248.

CONANT, R. T.; SIX, J.; PAUSTIAN, K. 2003. Land use effects on soil carbon fractions in the southeastern United States. I. Management-intensive versus extensive grazing. Biology and Fertility of Soils 38:386 –392.

CUI, X. Y.; WANG, Y. F.; NIU, H. S.; WU, J.; WANG, S. P.; SCHNUG, E.; ROGASIK, J.; FLECKENSTEIN, J.; TANG, Y. H. 2005. Effect of long-term grazing on soil organic carbon content in semiarid steppes in Inner Mongolia. Ecological Research 20:519-527.

CHANETON, E. J.; LAVADO, R. S. 1996. Soil nutrients and salinity after long-term grazing exclusion in a Flooding pampa grasslands. Journal of Range Management 49:182-187.

DEL PUERTO, L.; PIÑEIRO, G.; INDA, H.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, F. 2009. Effects of grazing on temperate grasslands: opal phytoliths evidence and relevance for palaeoclimatic reconstructions en 7th International Meeting on Phytolith Research (7IMPR) y el 4º Encuentro de Investigaciones Fitolíticas del Cono Sur (4EIF). Mar del Plata, Argentina.

DERNER, J.; BOUTTON, T.; BRISKE, D. 2006. Grazing and Ecosystem Carbon Storage in the North American Great Plains. Plant and Soil 280:77-90.

DRINKWATER, L. E., WAGONER, P.; SARRANTONIO, M. 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. Nature 396:262-265.

FRANK, D. A.; EVANS, R. D. 1997. Effects of native grazers on grassland N cycling in Yellowstone Nation al Park. Ecology 78:2238-2248.

FRANK, D. A.; EVANS, R. D.; TRACY, B. F. 2004. The role of ammonia volatilization in controlling the natural 15 N abundance of a grazed grassland. Biogeochemistry 68::169–178.

FRANK, D. A.; MCNAUGHTON, S. J. 1993. Evidence for the Promotion of Aboveground Grassland Production by Native Large Herbivores in Yellowstone National Park. Oecologia. 96:157-161.

GALLOWAY, J. N.; COWLING, E. B. 2002. Reactive Nitrogen and the world: 200 years of change. Ambio 31:64-71.

HECKATHORN, S. A.; DELUCIA, E. H. 1996. Retranslocation of shoot nitrogen to rhizomes and roots in prairie grasses may limit loss of N to grazing and fire during drought. Functional Ecology 10:396-400.

HENDERSON, D.; ELLERT, B.; NAETH, M. 2004. Grazing and soil carbon along a gradient of Alberta rangeland. Journal of Range Management 57:402-410.

HOLDO, R. M.; HOLT, R. D.; COUGHENOUR, M. B.; RITCHIE, M. E. 2007. Plant productivity and soil nitrogen as a function of grazing, migration and fire in an African savanna. Journal of Ecology 95:115-128.

JOHNSON, L. C.; MATCHETT, J. R. 2001. Fire and grazing regulate belowground processes in tallgrass prairie. Ecology 82:3377-3389.

KNAPP, A. K.; SEASTEDT, T. R.1986. Detritus accumulation limits productivity of tallgrass prairie. BioScience 36: 662-668.

LAVADO, R. S.; SIERRA, J. O.; HASHIMOTO, P. N. 1995. Impact of grazing on soil nutrients in a Pampean grassland. Journal Range Management 49: 452-457.

LAVADO, R. S.; TABOADA, M. A. 1985. Influencia del pastoreo sobre algunas propiedades químicas de un natracuol de la pampa deprimida. Ciencia del Suelo 3:102-108.

LOISEAU, P.; LOUAULT, F.; LE ROUX, X.; BARDY, Y. M. 2005. Does extensification of rich grasslands alter the C and N cycles, directly or via species composition? Basic and Applied Ecology 6:275-287.

MCNAUGHTON, S. J. 1983. Compensatory plant growth as a response to herbivory. Oikos 40:329-336.

MCNAUGHTON, S.J.; BANYIKWA, F.F.; MCNAUGHTON, Y. M. 1997. Promotion of the cycling of diet-enhancing nutrients by African grazers. Science 278:1798-1800.

MCNAUGHTON, S. J.; BANYIKWA, F. F. ; MCNAUGHTON, Y. M.1998. Root biomass and productivity in a grazing ecosystem. The Serengeti. Ecology 79:587-592.

MILCHUNAS, D. G.; LAUENROTH, W. K.1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. Ecological Monographs 63:327-366.

NEFF, J. C.; TOWNSEND, A. R. ; GLEIXNER, G.; LEHMAN, S. J. ; TURNBULL, J.; BOWMAN, W. D. 2002. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. Nature 419:915 - 917.

NEFF, J. C.; REYNOLDS, R.L.; BELNAP, M. J.; LAMOTHE, P. 2005. Multi-decadal impacts of grazing on soil physical and biogeochemical properties in southeast Utah. Ecological applications 15:87–95.

OESTERHELD, M., J. LORETI, M. SEMMARTIN, Y J. PARUELO. 1999. Grazing, fire, and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. Pages 287-306 *in* L. Walker, editor. Ecosystems of disturbed ground. Elsevier, Amsterdam.

PARTON, W. J.; SCHIMEL, D. S.; COLE, C. V.; D. OJIMA, S. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands. Soil Science Society of American Journal 51: 1173-1179.

PIÑEIRO, G., OESTERHELD, M.; BATISTA, W.B.; PARUELO, J. M. 2006a. Opposite changes of whole-soil vs pools C:N ratios: a case of Simpson's paradox with implications on nitrogen cycling. Global Change Biology 12:804-809.

PIÑEIRO, G.; PARUELO, J. M. ; OESTERHELD, M. 2006b. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon and

nitrogen cycling in grasslands of Southern South America. Global Change Biology 12:1267–1284.

PIÑEIRO, G.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B.; SANTONI, C. S. ; PORTELA, S. I. DI BELLA, C. 2007. RP-RainNet: The Rio de la Plata Atmospheric Deposition Network. Set up and Preliminary Results.*en* Meeting of the American Geophysical Union-Joint Assembly. . Eos Trans. AGU, 88(23), Jt. Assem. Suppl. Oral. , Acapulco, México.

PIÑEIRO, G.; PARUELO, J. M. ; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B.; OESTERHELD, M. 2009. Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in temperate and subtropical grasslands of South America. Global Biogeochemical Cycles 23: DOI 10.1029/2007GB003168.

PIÑEIRO, G.; PARUELO, J. M. ; OESTERHELD, M.; JOBBÁGY, E. G. 2010. An assesment of grazing effects on soil carbon and nitrogen stocks in grasslands. Rangeland Ecology & Management 63:109-119. DOI: 10.2111/08-255.1.

PUCHETA, E.; BONAMICI, I.; CABIDO, M.; DÍAZ, S. 2004. Below-ground biomass and productivity of a grazed site and a neighboring ungrazed exclosure in a grassland in central Argentina. Austral Ecology 29:201–208.

QUADROS, F. L. F. D.; PILLAR, V. D. P. 2001. Vegetation dynamics of natural grassland under treatments of burning and grazing. Ciência Rural 31:863-868.

SAVADOGO, P.; SAWADOGO, L.; TIVEAU, D. 2007. Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso. Agriculture, Ecosystems & Environment 118:80-92.

SCHLESINGER, W. H. 1991. Biogeochemistry. An analysis of global change. 2 edition. Academic Press, San Diego.

SCHUMAN, G. E.; REEDER, J. D. ; MANLEY, J. T.; HART, R. H. ; MANLEY, W. A. 1999. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. Ecological applications 9:65-71.

SEMMARTIN, M.; OESTERHELD, M. 2001. Effects of grazing pattern and nitrogen availability on primary production. Oecologia 126:225-230.

SEMMARTIN, M.; OYARZABAL, M.; LORETI, J.; OESTERHELD, M. 2007. Controls of primary productivity and nutrient cycling in a temperate grassland with year-round production. Austral Ecology 32:416-428.

SORIANO, A. 1992. Rio de La Plata Grasslands. Pages 367-407 *in* R. T. Coupland, editor. Ecosystems of the world 8A. Natural Grasslands. Introduction and western hemisphere. Elsevier, Amsterdam.

WHITEHEAD, D. C.; RAISTRICK, N. 1993. The Volatilization of Ammonia from Cattle Urine Applied to Soils as Influenced by Soil Properties. Plant. Soil. 148:43-51.

Zerbino, M.S.[1]

[1]INIA La Estanzuela.
szerbino@inia.org.uy

CAPÍTULO VI. La macrofauna del suelo y su relación con la heterogeneidad florística

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

Los subsistemas que componen los ecosistemas terrestres, sobre y debajo de la superficie, son dependientes entre sí. Las plantas proporcionan el carbono y los recursos para los organismos que intervienen en la descomposición y para aquellos asociados a las raíces. Por su parte, la biota del suelo, que directa o indirectamente interviene en procesos del suelo como la descomposición de la materia orgánica, la mineralización y disponibilidad de nutrientes, y en la estructura del suelo, afecta la composición de las comunidades vegetales. La trama trófica del suelo está organizada en diferentes niveles de acuerdo al tamaño de los individuos y se basa fundamentalmente en las relaciones entre los microorganismos y los invertebrados. Los de mayor tamaño, macrofauna del suelo, que a través de sus actividades físicas y metabólicas tienen efectos en la estructura y fertilidad del suelo, están determinadas por la diversidad y composición de la vegetación y por el manejo que se realiza. En este capítulo se presenta información acerca de la macrofauna del suelo y sus interacciones con la vegetación, profundizando en los resultados obtenidos en los relevamientos realizados en las unidades de vegetación de las regiones centro norte (basalto) y centro sur (cristalino) del país.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas terrestres están compuestos por dos subsistemas, sobre y debajo de la superficie, que interactúan entre sí y dependen uno del otro. Las plantas proporcionan el carbono y los recursos para los organismos que intervienen en la descomposición y para aquellos asociados a las raíces. Por su parte, los individuos que intervienen en la descomposición de la materia orgánica y en la mineralización de nutrientes, regulan indirectamente el crecimiento de las plantas, determinando la composición de las comunidades vegetales. Los herbívoros de raíces y sus depredadores directa o indirectamente afectan el desarrollo de las plantas así como la cantidad y calidad de los recursos que ingresan al suelo (Wardle *et al.,* 2004, Van der Putten 2005).

Los servicios ecosistémicos que brinda el suelo a escala de parcela y de paisaje son resultantes del amplio rango de procesos en los que interviene la biota del suelo. Los diversos organismos (bacterias, hongos, plantas, animales) edáficos regulan colectivamente el ciclo de nutrientes y flujo de carbono, modifican la estructura física del suelo y actúan sobre el régimen del agua y la erosión, por lo que la presencia de comunidades diversas asegura el mantenimiento de suelos productivos (Lavelle *et al.,* 2006).

La trama trófica del suelo está organizada en diferentes niveles de acuerdo al tamaño de los individuos y se basa fundamentalmente en las relaciones entre los microorganismos y los invertebrados. La microflora (bacterias, hongos y algas) ocupa el primer nivel y es el principal agente de la actividad bioquímica; está

involucrada directa o indirectamente en los procesos biológicos, físicos y químicos (Sparling 1997). La fauna del suelo comprende una gran variedad de organismos con tamaños y estrategias adaptativas muy diferentes, especialmente en cuanto a la movilidad y modo de alimentación, lo que determina la manera en la que intervienen en los procesos del suelo (Cole *et al.,* 2006; Linden *et al.,* 1994). Las importantes diferencias en el tamaño corporal sugieren que sus efectos ocurren en distintas escalas espaciales y temporales.

De acuerdo al tamaño del cuerpo la fauna edáfica se divide en tres grupos. La microfauna, con un ancho del cuerpo menor a 0,1 mm, compuesta por nemátodos y protozoarios; la mesofauna que tiene un ancho del cuerpo con un rango de 0,1 a 2 mm e incluye microartrópodos como ácaros y colémbolos y la macrofauna integrada por animales con un ancho de cuerpo mayor a 2 mm. Este último grupo se destaca porque a través de sus actividades físicas y metabólicas intervienen en cinco procesos ecosistémicos fundamentales: ciclos de la energía, de nutrientes e hidrológico y en los procesos de sucesión de la vegetación y de regulación biótica (Linden *et al.,* 1994), favoreciendo la resiliencia y resistencia de suelo (Lavelle *et al.,* 2006).

En este capítulo se presenta información existente en relación a la macrofauna del suelo y sus interacciones con la vegetación, profundizando en los resultados obtenidos en el marco del Proyecto FPTA-175 en los relevamientos realizados en las unidades de vegetación de las regiones centro norte (basalto) y centro sur (cristalino) del país.

MACROFAUNA DEL SUELO

Este grupo está constituido por los invertebrados de mayor tamaño, que son visibles al ojo humano (Linden *et al.,* 1994). Los organismos que lo integran pertenecen a distintos Fila, Clases y Órdenes (Cuadro 1) y se caracterizan porque operan en escalas de tiempo y espacio más amplias que los grupos de menor tamaño (microfauna y mesofauna). La mayoría tiene ciclo biológico largo (un año o más), baja tasa reproductiva, movimientos lentos y poca capacidad de dispersión. Desde el punto de vista de la alimentación incluye individuos que son herbívoros, detritívoros y depredadores. Aquellos organismos que participan en los dos subsistemas (sobre y debajo de la superficie) que componen el ecosistema terrestre, son los responsables de la conexión entre las cadenas alimentarias de la parte aérea y del suelo (Coleman *et al.,* 2004).

A través de sus actividades físicas (mezcla del mantillo con el suelo, construcción de estructuras y galerías, agregación del suelo) y metabólicas (utilización de fuentes orgánicas disponibles, desarrollo de relaciones mutualistas y antagonistas) participan en procesos que

Cuadro 1. Clasificación taxonómica de los organismos integrantes de la macrofauna del suelo.

Filo	Clase	Sub-Clase	Orden
Annelida	Clitellata	-	Oligochaeta
Arthropoda	Arachnida	-	Araneae
	Insecta	-	Coleoptera
			Dictyoptera
			Diptera
			Hemiptera
			Hymenoptera
			Homoptera
			Isoptera
			Orthoptera
	Crustacea	-	Isopoda
	Myriapoda	Chilopoda	
		Diplopoda	
Nematoda	Adenophorea	-	Mermithida
Mollusca	Gastropoda	-	

brindan servicios ecosistémicos (Curry, 1987b, Curry y Good, 1992; Linden *et al.,* 1994, Lavelle *et al.,* 2006). Al fragmentar las partículas, producir pelotas fecales y estimular la actividad microbiana intervienen en los ciclos de la materia orgánica y de los nutrientes. Con la redistribución de la materia orgánica y de los microorganismos, la mezcla de suelo con partículas orgánicas y la producción de pelotas fecales causan mejoras en la agregación. También modifican la aereación e infiltración y la textura del suelo, a través de la construcción de galerías y al traer a la superficie y mezclar suelo de las capas inferiores del perfil (Lavelle y Spain, 2001). Por medio del cavado tienen la capacidad de crear sus propios espacios y de ejercer grandes efectos en la estructura del suelo (Coleman *et al.,* 2004). También intervienen directa o indirectamente, de manera positiva o negativa, en el proceso de producción primaria. El ramoneo de micorrizas y patógenos, la dispersión de microorganismos estimuladores del crecimiento y de antagonistas de patógenos de plantas, así como los efectos en la estructura física del suelo, son ejemplos de cómo sus actividades inciden indirectamente en este proceso. Otros efectos más directos, que afectan los procesos sucesionales de vegetación, son la dispersión de semillas y el daño de raíces debido a herbivoría (Scheu, 2001). A través de distintas interacciones participa de los procesos de regulación biótica, directamente al realizar el control de invertebrados e indirectamente al alimentarse de la microflora que estimula el desarrollo de los microorganismos supresivos de enfermedades (Lavelle y Spain, 2001). Es el grupo que tiene mayor influencia en los microartrópodos que componen la trama trófica del suelo (Coleman *et al.,* 2004). Por lo tanto, la diversidad de la macrofauna del suelo e intensidad de su actividad tiene efectos en la distribución del agua en el perfil, el nivel de erosión, el crecimiento de las plantas y la emisión de gases a la atmósfera (Ruiz y Lavelle, 2008).

GRUPOS FUNCIONALES DE LA MACROFAUNA Y SUS EFECTOS

Para reducir la complejidad de la trama trófica del suelo se han propuesto distintas clasificaciones de grupos funcionales (FAO, 2001). Una de ellas, quizás la más útil, es la que divide a la macrofauna del suelo de acuerdo al comportamiento alimenticio. Los herbívoros se alimentan de las partes vivas de las plantas, los depredadores de animales vivos y los detritívoros de la materia orgánica no viva de origen animal y vegetal, de los microorganismos asociados, de heces de vertebrados e invertebrados, así como también de compuestos producto del metabolismo de otros organismos (FAO, 2001; Moore *et al.,* 2004).

Las interacciones bióticas entre estos grupos funcionales intervienen en la regulación de los procesos ecosistémicos fundamentales (Figura 1). Como consecuencia de la herbivoría realizada por invertebrados se afecta la cantidad y calidad de recursos que ingresan al suelo y por lo tanto a los individuos detritívoros y depredadores (Wardle y Bardgett 2004). A su vez la calidad y cantidad de

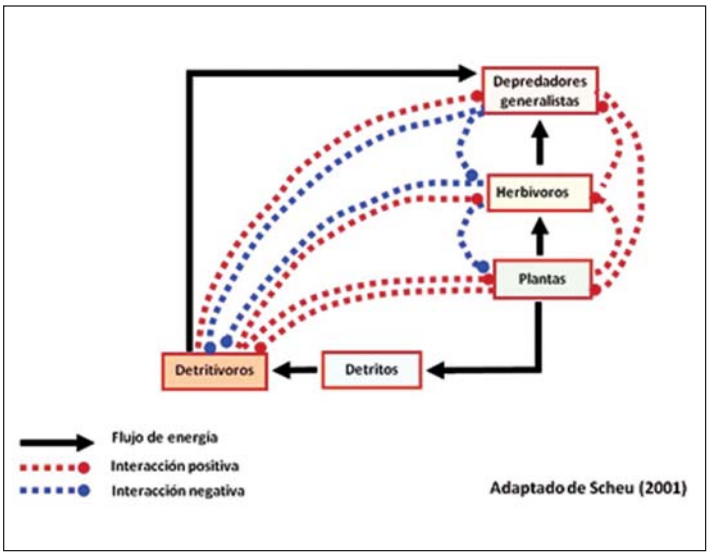


Figura 1. Relaciones entre los diferentes grupos funcionales de la macrofauna del suelo.

los detritos que ingresan al sistema tienen gran importancia en la evolución y mantenimiento de la diversidad de los detritívoros, lo que afecta los ciclos de nutrientes y en consecuencia a los productores primarios y a los consumidores (herbívoros y depredadores) (Moore *et al.,* 2004). Por otra parte, los depredadores pueden ejercer importantes efectos en la producción primaria neta y en la descomposición lo cual a su vez tienen implicancias a nivel de las comunidades y de los ecosistemas (Masters, 2004, Wardle y Bardgett, 2004). Cuando la complejidad de las mismas es grande, es muy probable que los efectos indirectos en la regulación de las funciones de los ecosistemas sean muy importantes (Price, 1988).

Efectos de los herbívoros

Entre el 50 y 90% de la producción primaria neta corresponde a las partes subterráneas de las plantas y una alta proporción de la misma es consumida por los invertebrados herbívoros que habitan el suelo, que en su mayoría son insectos (Masters, 2004). Este grupo está integrado por insectos de los órdenes Coleoptera (Familias Chrysomelidae, Curculionidae, Elateridae y Scarabaeidae), Hemiptera, Homoptera, Hymenoptera y Orthoptera e individuos pertenecientes a la clase Gastropoda. De todos ellos los más representados en Uruguay son: Coleoptera e Hymenoptera (hormigas cortadoras) (Zerbino, 2005, Zerbino *et al.,* 2008 a).

Las especies fitófagas del Orden Coleoptera pertenecen a las Familias Elateridae, Melolonthidae (Scarabaeoidea), Curculionidae y Chrysomelidae. Algunos viven en la superficie y con vegetación baja, mientras otros son verdaderos cavadores durante toda o parte de su ciclo de vida (Curry, 1987a). La abundancia de estos insectos es muy variable de un ambiente a otro y de un ciclo anual al siguiente. Algunos autores reportan que el conjunto de estas familias en regiones templadas pueden alcanzar valores de varios cientos de individuos por metro cuadrado (Curry, 1969, Edwards y Lofty, 1978, Persson y Lohm, 1977 citados por Curry, 1987a).

El Orden Hymenoptera tiene una amplia distribución latitudinal y ocurre en los ecosistemas más extremos. Los integrantes de la Familia Formicidae son insectos sociales, con castas definidas, los cuales tienden a ser más abundantes en bosques abiertos y secos y en pastizales (Stradling, 1978 citado por Curry, 1987a). Las hormigas cortadoras (*Atta* y *Acromyrmex*) son reconocidas por su capacidad defoliadora y consideradas los herbívoros más importantes de América del Sur (Hölldobler y Wilson, 1990, Farji Brener, 1992). El tamaño de las colonias es variable, desde unas pocas docenas en las especies más primitivas a varios millones. Sus actividades como consumidores primarios tienen importantes consecuencias en las comunidades vegetales. Además los géneros *Acromyrmex* y *Atta*, modifican la estructura física, textura y propiedades químicas del suelo, a través de la construcción de de sistemas de galerías y cámaras, lo cual tiene efectos en la porosidad del suelo, aereación, infiltración y drenaje, y movimientos verticales de suelo (Farji Brener, 1992). El volumen de suelo movilizado por una colonia puede ser muy importante (Farji Brener, 1992); Bucher y Zuccardi (1967) estimaron que las hormigas pueden remover una tonelada de suelo por hectárea y por año. Estas modificaciones en la disponiblidad de recursos provocadas por la construcción de los nidos tienen efectos a nivel de la estructura de la vegetación, etapas sucesionales y dinámica del paisaje (Farji Brener, 1992).

El efecto de los herbívoros de raíces en las plantas puede ser negativo, nulo o estimulador de la biomasa aérea en todas las escalas (individuo, población, comunidad) y depende del nivel de herbivoría, de las especies vegetales y de las interacciones con otros grupos. Con la pérdida de raíces se afecta el desarrollo de las plantas, disminuye la absorción de nutrientes y de agua y se reduce la cantidad de tejidos de reserva. El daño de raíces altera las relaciones fuente-fosa dentro de la planta, el crecimiento compensatorio que ocurre en ellas es a expensas del desarrollo de nuevos brotes (Mortimer *et al.,* 1999 citados por Poveda *et al.,* 2007). Como resultado de la herbivoría radicular se pueden producir cambios en la fenología de las plantas y

en la composición de las comunidades vegetales a través de una reducción selectiva del crecimiento o muerte de especies e indirectamente por cambio en la competencia interespecífica (Van der Putten, 2005). Los efectos de la herbivoría de raíces dependen de la intensidad, los niveles bajos dan como resultado sistemas radiculares más eficientes, lo que beneficia a las plantas hospederas (Curry, 1987, Masters, 2004). Cuando los daños del sistema radicular son importantes, el desarrollo de las plantas es afectado de manera negativa llegando a causar su muerte. El resultado de intensidades de herbivoría moderadas va a depender de la disponibilidad de nutrientes, del agua en el suelo y de la competencia entre plantas (Masters, 2004). También como resultado de la herbivoría de raíces se producen cambios en las comunidades de los detritívoros y sus depredadores, como consecuencia de los cambios cuanti y cualitativos que se producen en la vegetación, que serán los futuros residuos que ingresan al suelo (Masters, 2004, Wardle y Bardgett, 2004). La presencia de herbívoros de raíces puede tener efectos positivos en la producción primaria cuando se producen incrementos en la actividad microbiana del suelo, que redundan en un aumento de la tasa de descomposición y mineralización de nutrientes y como resultado hay una mayor disponibilidad de carbono y nitrógeno para las plantas (Masters, 2004).

Por lo tanto, al considerar la respuesta de las plantas hay que tener en cuenta las interacciones con otros grupos, por ejemplo las plantas responden de diferente manera a la herbivoría radicular. En presencia de descomponedores la biomasa total de las plantas se mantiene, en ausencia de este grupo disminuye considerablemente (Poveda *et al.,* 2007).

Efecto de los detritívoros

Los organismos que pertenecen a este grupo funcional están involucrados en la descomposición de los residuos. Como resultado de su actividad a menudo se incrementa el crecimiento de las plantas y su contenido de nitrógeno (Wardle *et al.,* 2004). Está integrado por un amplio rango de grupos taxonómicos, entre los que se encuentran: Oligochaeta, Diplopoda, Isopoda, e insectos pertenecientes a los Órdenes Coleoptera, Dictyoptera, Diptera e Isoptera. En nuestro país los más abundantes son Oligochaeta e Isoptera (Zerbino 2005, Zerbino *et al.,* 2008 a).

Los integrantes del Orden Oligochaeta participan de la descomposición de la materia orgánica (fragmentan, cavan y mezclan residuos de plantas) y sus actividades tienen efectos en la estructura del suelo (agregación y formación de poros) (Coleman *et al.,* 2004). Consumen por día una cantidad de alimento equivalente al peso de su cuerpo. La digestión es mediada por una mezcla de enzimas producidas en la pared del tracto digestivo y por la microflora del suelo que ingieren (Lavelle y Spain, 2001). La abundancia relativa y la composición de la comunidades depende del suelo, del clima, la topografía, la vegetación, la historia del uso del suelo y especialmente de las invasiones de especies exóticas, dado que generalmente las especies nativas son desplazadas por las introducidas (Coleman *et al.,* 2004). En un sitio normalmente son encontradas menos de media docena de especies. En las zonas templadas, en otoño y primavera se registran picos de abundancia y actividad, lo que refleja las condiciones favorables de temperatura, humedad y suministro de alimento (Curry, 1987a).

El Orden Isoptera es uno de los integrantes más importantes de la fauna del suelo. Predominan en las zonas tropicales y subtropicales y son escasos o están ausentes en altas latitudes (Curry, 1987a). Son insectos sociales con un sistema de castas bien desarrollado. Las colonias varían desde unos pocos cientos a varios millones de individuos. Los nidos son construidos con suelo, material vegetal, excreciones y saliva; pueden ser enteramente subterráneos o construir montículos. Requieren un alimento rico en polímeros como la lignina, celulosa y hemicelulosa. Tienen relaciones de mutualismo sofisticadas con la microflora que permiten la descomposición de la celulosa. Construyen galerías en el suelo y transportan grandes cantidades de material orgánico desde la superficie a sus cámaras; ambas actividades contribuyen significativamente en el ciclo de nutrientes. Durante la descomposición

de sus alimentos producen metano (Lavelle y Spain, 2001).

En general los organismos que se alimentan de residuos, con excepción de Isoptera, tienen poca capacidad para producir cambios químicos en los residuos, por lo que para obtener la energía practican la coprofagía. En las pelotas fecales se desarrolla importante actividad microbiana que es la que produce las transformaciones químicas (Lavelle y Spain, 2001). El mayor efecto es el cambio físico por la disminución del tamaño de la partícula.

Los efectos de las interacciones indirectas mediadas por el subsistema de la descomposición son tan importantes como las interacciones directas causadas por los herbívoros de raíces, llevando en algunos casos a una misma respuesta en el sistema sobre la superficie del suelo (Poveda *et al.,* 2007, Wardle, 2006).

La comunidad de detritívoros afecta directamente la tasa de descomposición de la materia orgánica y de la mineralización y disponibilidad de nutrientes y como resultado de ello se producen cambios en la composición química de las plantas, la fenología, la composición de las comunidades vegetales y de los consumidores primarios y secundarios (herbívoros y depredadores) (Moore *et al.,* 2004, Poveda *et al.,* 2007).

Cada mecanismo por el cual los detritívoros pueden afectar el crecimiento y la estructura de la comunidad de las plantas modifica la actividad de los restantes grupos funcionales y en consecuencia la estructura de toda la comunidad presente sobre y debajo de la superficie.

Efecto de los depredadores generalistas

La depredación de los organismos que habitan en el suelo, es considerada como un importante controlador de la estructura de la trama trofica (Bardgett, 2002). Este grupo funcional está integrado por Araneae, Chilopoda, Nematoda Mermithidae y los insectos que pertenecen a los ordenes Coleoptera (Familias Carabidae y Staphylinidae) y Hemiptera. Araneae y Carabidae que son depredadores generalistas, son los grupos taxonómicos predominantes en nuestro país (Zerbino 2005, Zerbino *et al.,* 2008 a).

Los integrantes del Orden Araneae pueden representar la mitad de los depredadores de un agroecosistema. La mayoría de las especies habitan entre los residuos, algunas viven en el suelo (Coleman *et al.,* 2004). La importante abundancia de arañas durante el invierno y primavera en ambientes perennes, sugiere que estos hábitats son adecuados para que se produzca la hibernación. La estructura y composición del paisaje circundante afecta la composición de las comunidades (Öberg, 2007). Algunos autores consideran que este grupo es tan eficiente, que los cambios en la densidad afectan a las poblaciones de organismos considerados plaga (Rypstra *et al.,* 1999), sin embargo otros consideran que su efectividad es escasa como consecuencia de su lenta reproducción y fuertes adaptaciones territoriales que determinan bajas densidades aún cuando hay abundancia de presas (Coleman *et al.,* 2004). Las principales presas son insectos y otros artrópodos pequeños (Bentancourt y Scatoni, 2001) que habitan los residuos y el suelo (Coleman *et al.,* 2004).

Los integrantes de la familia Carabidae, cuyas larvas habitan en el suelo, se alimentan de Collembola, Diptera, Coleoptera, Homoptera (Aphididade), Oligochaeta y otras presas (Mitchell, 1963, citado por Curry, 1987a). La composición de las comunidades de estos insectos están estrechamente relacionadas a la estructura del paisaje por lo que pueden ser útiles en la evaluación de los cambios producidos a este nivel (Millán de la Peña *et al.,* 2003).

Los depredadores generalistas son fundamentales en los ecosistemas terrestres (Scheu, 2001). Este grupo funcional, a través de sus interacciones con los herbívoros y detritívoros, pueden tener efectos importantes en la producción primaria neta y en la descomposición (Masters, 2004, Wardle y Bardgett, 2004). Para que este grupo funcional esté presente en altas densidades es necesario lograr una comunidad detritívora productiva que les proporcione alimento adicional cuando los herbívoros son escasos.

Con la presencia de depredadores disminuye el daño de los herbívoros foliares, lo que afecta la comunidad de plantas y esto tiene efecto de cascada en la abundancia de todos los organismos que componen la trama trófica del suelo (Wardle, 2006).

RELACIÓN ENTRE LA MACROFAUNA DEL SUELO, LA VEGETACIÓN Y LAS CARACTERÍSTICAS AMBIENTALES: ANÁLISIS PARA LAS REGIONES DE LA CUESTA BASÁLTICA Y CENTRO-SUR (CRISTALINO) DE URUGUAY

La identificación y descripción de los patrones espaciales de vegetación, asociados a las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo es un paso ineludible para evaluar su potencial productivo y diseñar estrategias de manejo de sistemas de producción sustentables. El conocimiento de la macrofauna del suelo puede esclarecer procesos claves determinantes de la producción primaria, del almacenamiento de carbono y los ciclos de nutrientes (Zerbino *et al.,* 2008 b).

El objetivo de este trabajo fue explorar las relaciones entre las unidades de vegetación descriptas en el marco del Proyecto FPTA175 en las regiones de la Cuesta basáltica y Región Centro-sur y las comunidades de la macrofauna que lo habitan. En la región de la Cuesta basáltica, las unidades principales de vegetación reconocidas fueron los pastizales de meso-xerófitas (PMX, Unidad BII en Lezama *et al.,* 2010, este volumen), las estepas de litofitas (EL, Unidad BI en Lezama *et al.,*2010, este volumen) y pastizales de meso-hidrófitas (PMH, Unidad BIII en Lezama *et al.,* 2010, este volumen), que están asociadas a diferentes posiciones macrotopográficas y cada una presenta características fisonómicas distintivas (Lezama *et al.,* 2006). Los pastizales de meso-xerófitas (Unidad BII) son los más extendidos y se ubican preferentemente en laderas de colinas y lomadas fuertes, así como en laderas escarpadas de sierras y áreas altas convexas de colinas y sierras. En algunos casos, el tapiz está constituido por proporciones semejantes de gramíneas invernales y estivales, mientras que en otros predominan estas últimas. La unidad de estepas de litófilas (Unidad BI) estuvo asociada a sitios planos de exportación de materiales en posiciones altas y medias del paisaje. Esta unidad presenta un predominio claro de la cobertura de gramíneas estivales sobre la cobertura de gramíneas invernales. Los pastizales de meso-hidrófitas (Unidad BIII) se ubicaron preferentemente en laderas plano cóncavas, en pendientes menores, en valles y en interfluvios tabulares. En algunos casos las coberturas relativas de gramíneas invernales y estivales son semejantes y en otros predominan las estivales.

En la Región Centro-sur las unidades de vegetación identificadas tienen características fisonómicas que las diferencian (Lezama *et al.,* 2008, Lezama *et al.,* 2010, este volumen). Las unidades CSI y CSII presentan un claro predominio de la cobertura de gramíneas estivales, en tanto que la CSIII tiene mayor cobertura de gramíneas invernales. Las hierbas presentan mayor importancia en la Unidad CSII. La unidad CSIII se caracteriza por registrar valores muy altos de especies exóticas.

En la primavera de los años 2007 y 2008 fue realizado el relevamiento de la macrofauna del suelo en las regiones centro-norte y centro-sur respectivamente. En ambos casos fueron muestreados 22 sitios, según el detalle presentado en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Número de sitios muestreados en las unidades de vegetación de las regiones Cuesta basáltica y Centro-sur. Las unidades de vegetación BI, BII y BIII y CSI, CSII y CSIII se describen en Lezama *et al.,* 2011, este número).

Cuesta basáltica		Centro-sur	
Nomenclatura	**N° de sitios**	**Nomenclatura**	**N° de sitios**
PMX (BII)	11	CSI	8
EL (BI)	3	CSII	7
PMH (BIII)	8	CSIII	7

La unidad básica de muestreo fue un pozo de 25 cm de lado por 20 cm de profundidad. En cada sitio se extrajeron ocho muestras distribuidas cada cinco metros a lo largo de dos transectas paralelas separadas por 20 metros. Los ma-

croinvertebrados colectados fueron agrupados en taxones, que según el caso y de acuerdo a su abundancia corresponden a nivel de Clase, Sub-Clase, Orden y Familia. Con los datos obtenidos fueron calculados los siguientes descriptores comunitarios: la riqueza (nº total de morfoespecies), el índice de diversidad de Shannon-Wiener y la equitatividad.

Los individuos colectados fueron agrupados en herbívoros, detritívoros y depredadores de acuerdo a sus preferencias alimenticias. Para cada unidad de vegetación, fue estimada la densidad (individuos/m^2) total, de los distintos grupos funcionales y de los taxones que componen cada uno de ellos. Esta variable presentó una importante asociación entre las medias y varianza de los tratamientos, por lo que se utilizaron los modelos lineales generalizados con distribución Poisson o binomial negativa y función logarítmica (Proc Genmod, SAS Inst., 2009) para su análisis estadístico. A los efectos de realizar la ordenación de las unidades de vegetación de cada región, con la matriz de densidad de los grupos taxonómicos se realizó un análisis de correspondencias (AC). Las unidades taxonómicas que estuvieron poco representadas (menos del 1% de la densidad) no fueron consideradas. El software utilizado fue ADE-4 (Thioulouse *et al.,* 1997) incluido en el paquete R2.8.1 (R Development Core Team, 2008).

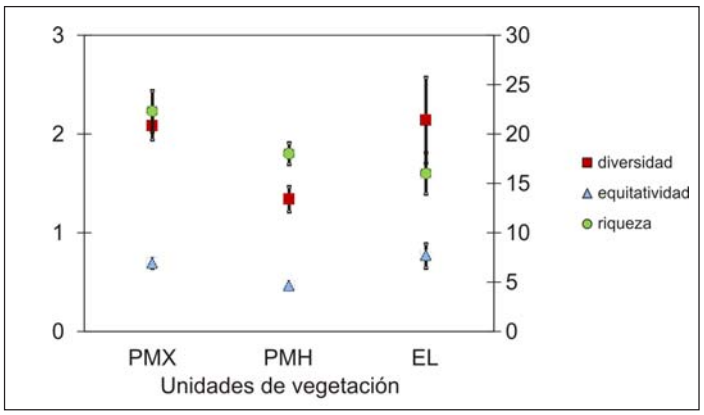


Figura 2. Diversidad, equitatividad (eje izquierdo) y riqueza (eje derecho) de las distintas unidades de vegetación de la región centro norte. (Pastizales de Mesoxerófitas- PMX(Unidad BII); Pastizales de Mesohidrófitas-PMH (Unidad BIII) y. Estepas de Litófitas-EL) (Unidad BI) (media±ES). (Unidades de vegetación BI, BII y BIII de Lezama *et al.,* 2010, este volumen).

RESULTADOS

Cuesta Basáltica

En esta región, los taxones más representados fueron: Isoptera, Oligochaeta, Coleoptera e Hymenoptera. En cada unidad de vegetación tuvieron diferente importancia relativa. En PMX (Unidad BII) Isoptera representó el 54% de los individuos colectados, Coleoptera el 27%, Oligochaeta el 6 % e Hymenoptera el 7%. En PMH (Unidad BIII) el grupo más abundante fue Oligochaeta (56% del total de individuos), le siguieron Isoptera y Coleoptera (19% y 14%, respectivamente) e Hymenoptera (5%). Finalmente en EL (Unidad BI) Oligochaeta acumuló el 59%, Coleoptera 36% e Hymenoptera 1% y no fueron colectados Isoptera.

Respecto a los descriptores comunitarios, en la Figura 2 se aprecia que en PMX (Unidad BII), se colectó la mayor cantidad de morfoespecies, mientras que en los PMH (Unidad BIII) las comunidades fueron las menos diversas y equitativas. EL (Unidad BI) fue la unidad de vegetación que presentó mayor variabilidad de los datos (Figura 2).

Los resultados de los análisis del estadístico de máxima verosimilitud para la densidad indican que hubo diferencias entre unidades de vegetación para el total de individuos y de los grupos funcionales (Figura 3).

En las tres unidades de vegetación, los grupos funcionales menos y más abundantes fueron los depredadores y los detritívoros, respectivamente. La unidad EL (BI), que registró la menor densidad total (110 ind/m^2) fue diferente de PMX (BII) y PMH (BIII) (330 y 320 ind/m^2), las cuales fueron similares entre sí.

A pesar de que PMX (BII) y PMH (BIII), fueron semejantes para la densidad de detritívoros, estas unidades de vegetación tuvieron diferencias en el taxón que predominó: Isoptera en PMX (BII) y Oligochaeta en PMH (BIII) (Cuadro 3).

En las tres unidades de vegetación fueron colectados Oligochaeta nativos, que pertenecen a las Familias

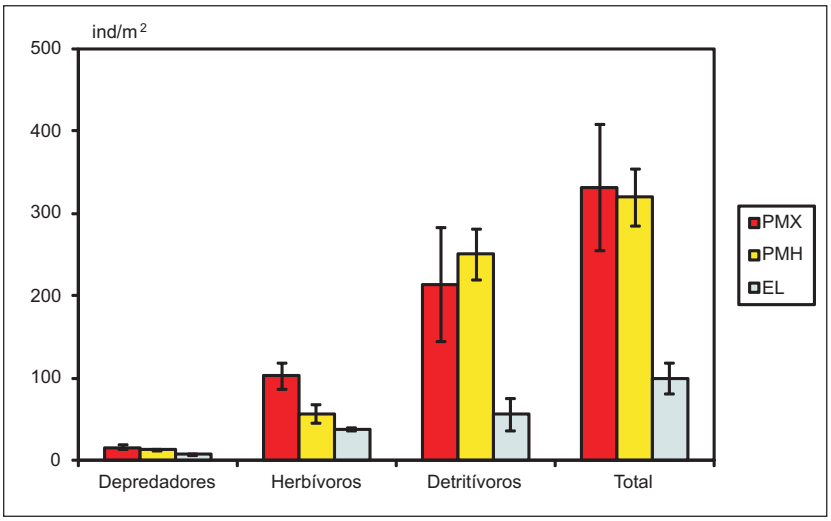


Figura 3. Densidad (individuos/m²) de los distintos grupos funcionales y total para las distintas unidades de vegetación de la región Cuesta basáltica. (Pastizales de Meso-xerófitas-PMX (Unidad BII); Pastizales de Meso-hidrófitas-PMH (Unidad BIII) y Estepas de Litófitas-EL(Unidad BI))(Media ±ES). (Unidades de vegetación BI, BII y BIII de Lezama *et al.,* 2010, este volumen).

Cuadro 3. Densidad (ind/m²) de los taxones en los que hubo efecto de las diferentes unidades de vegetación del basalto.

Grupo funcional	Taxón	Unidades de vegetación		
		PMX (Unidad BII)	EL (Unidad BI)	PMH (Unidad BIII)
Detritívoros	Isoptera	180 a	0 c	60 b
	Oligochaeta	19 b	50 ab	180 a
Herbívoros	Chrysomelidae	30 a	15 b	19 b
	Curculionidae	39 a	16 b	16 b
	Hymenoptera	23 a	1 b	16 a
Depredadores	Carabidae	10 a	3 b	5 b

*Valores seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes P= 0,05 para los contrastes de las medias de las unidades de vegetación basado en estadístico de máxima verosimilitud. (Unidades de vegetación BI, BII y BIII de Lezama *et al*., 2011, este número).

Ocnerodrilidae, Acantodrilidae y Glossoscolecidae. La importancia relativa de cada una de ellas fue diferente en las tres unidades. En PMX (BII) las familias Glossoscolecidade y Ocnerodrilidae estuvieron presentes en igual proporción mientras que en PMH (BIII) y EL (BI) predominó Ocnerodrilidae. Ambas unidades se distinguieron entre sí porque la segunda familia en importancia fueron Glossoscolecidae y Acantodrilidae en PMH (BIII) y EL (BI), respectivamente.

Los herbívoros fueron significativamente más abundantes en PMX (BII) (200 ind/m²) que en PMH (BIII) (116 ind/m²) y EL (BI) (76 ind/m²), las que fueron similares. Los taxa responsables de estos resultados fueron las familias Chrysomelidae y Curculionidae del Orden Coleoptera (Cuadro 3). Los valores más altos de densidad de Hymenoptera se registraron en PMX (BII) y PMH (BIII) que fueron diferentes de EL (BI).

Para el grupo funcional depredadores las diferencias entre unidades de vegetación fueron menos marcadas, sólo PMX (BII) (32 ind/m²), fue diferente de EL (BI) (18 ind/m²); PMH (BIII) (24 ind/m²) tuvo una posición intermedia. En este grupo funcional, hubo diferencias para la abundancia de Carabidae (Cuadro 3).

El análisis discriminante fue significativo al 5% de probabilidad. Prácticamente, no hubo una superposición entre censos de las distintas unidades de vegetación. Los dos primeros ejes del análisis de correspondencia para la matriz de densidad explicaron el 62% de la variación de los datos (Figura 4).

El primer eje de ordenación separó a PMX (BII) de PMH (BIII) y EL (BI), los taxones responsables de la ordenación fueron Isoptera y Oligochaeta. El segundo eje de ordenación separó a PMX (BII) y EL (BI) de PMH (BIII); los grupos

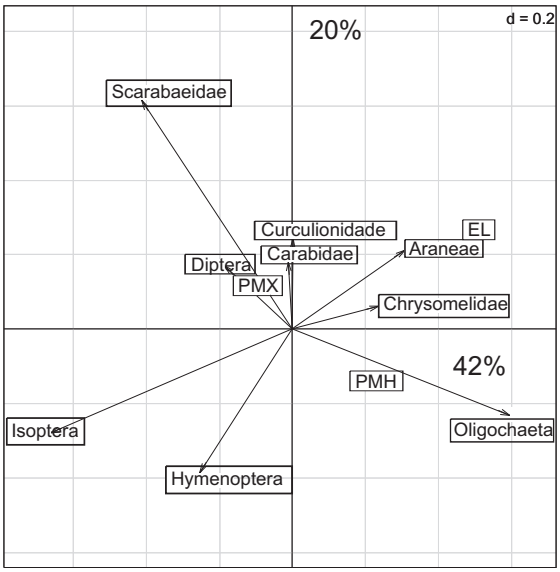


Figura 4. Ordenación de acuerdo al Análisis de Correspondencia de las unidades de vegetación definidas en la Región de la Cuesta basáltica de Uruguay (Pastizales de Meso-xerófitas-PMX (BII); Pastizales de Meso-hidrófitas-PMH (BIII) y.Estepas de Litófitas-EL (BI)) y proyección de los vectores de la densidad de la macrofauna edáfica en el plano factorial. (Unidades de vegetación BI, BII y BIII de Lezama *et al.,* 2010, este volumen).

taxonómicos responsables fueron Hymenoptera y Scarabaeidae.

El análisis de IndVal determinó grupos taxonómicos o especies asociados a las distintas unidades de vegetación. Mientras que PMX (BII) estuvo indicado por las larvas de Coleoptera, particularmente de Curculionidae y por los adultos de Coleoptera (herbívoros); PMH (BIII) lo estuvo por una especie de Oligochaeta *Eukerria stagnalis* (detritívoro) y EL (BI) por una especie de Araneae (depredador).

El conjunto de resultados obtenidos indican que las tres unidades de vegetación presentaron diferencias importantes en la composición de las comunidades de la macrofauna del suelo.

Región Centro-sur

En esta región, el taxón más representado fue Coleoptera, que representó el 45%, el 51% y el 55% del total de individuos colectados en CSI, CSII y CSIII, respectivamente. Hubo diferencias entre las distintas unidades de vegetación en el segundo grupo taxonómico más abundante. Mientras que en la unidad CSI fue Hymenoptera (34%), en las unidades CSII y CSIII fue Isoptera (27% y 31%, respectivamente). El taxón Oligochaeta fue poco abundante, con un valor máximo y mínimo de 9% en la unidad CSI y 2% en la CSII. En esta región fueron colectados individuos pertenecientes a la familia Lumbricidae, que es exótica.

Los descriptores comunitarios (Figura 5) para las tres unidades de vegetación fueron semejantes. Sólo existieron diferencias para el número de morfoespecies colectadas, el valor obtenido para la unidad de vegetación CSIII fue estadísticamente mayor que los obtenidos para las unidades CSI y CSII.

En esta región los grupos funcionales más y menos abundantes, fueron herbívoros y depredadores respectivamente. Hubo diferencias estadísticamente significativas (Figura 6) entre las unidades de vegetación, en la densidad del total de individuos colectados y de los grupos funcionales depredadores y detritívoros. Para el total de individuos, las unidades CSII y CSIII con 170 y 360 ind/m^2, respectivamente fueron diferentes.

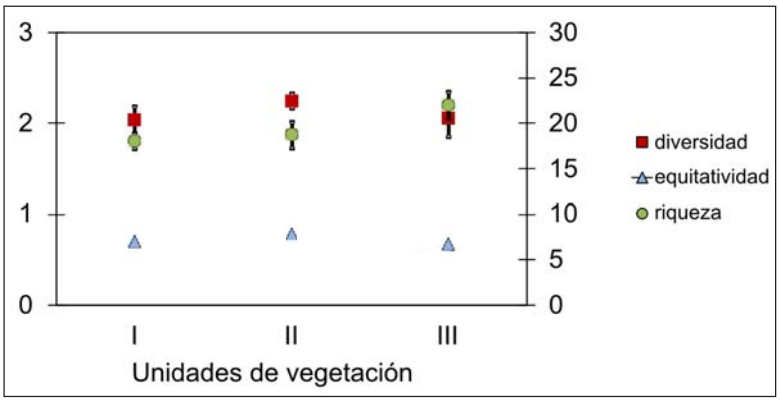


Figura 5. Diversidad, equitatividad (eje izquierdo) y riqueza (eje derecho) de las distintas unidades de vegetación de la región centro sur (donde I, II y III corresponden a CSI, CSII y CSIII respectivamente).

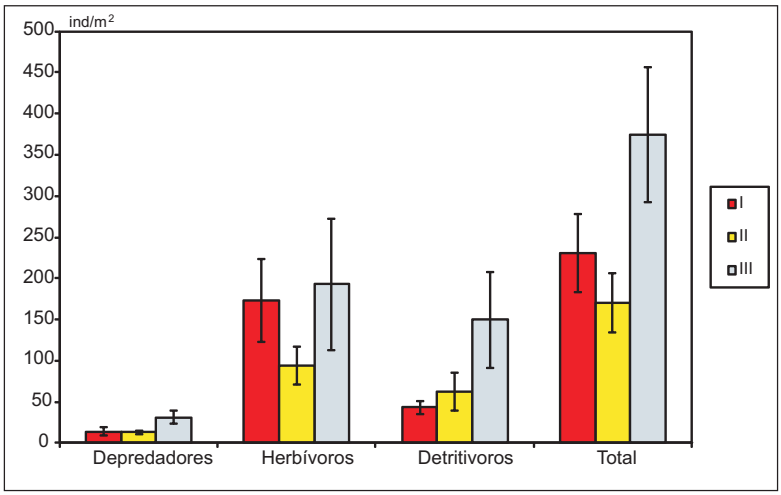


Figura 6. Densidad (individuos/m^2) de los distintos grupos funcionales y total para las unidades de vegetación de la Región Centro sur (donde I, II y III corresponden a las Unidades de vegetación CSI, CSII y CSIII respectivamente) (Media ± ES).

Cuadro 4. Densidad (ind/m^2) de los taxones en los que hubo efecto de las diferentes unidades de vegetación del cristalino.

Grupo funcional	Taxón	Unidades de vegetación		
		CSI	CSII	CSIII
Detritívoros	Oligochaeta	20 a*	4 b	20 a
Herbívoros	Chrysomelidae	14 b	40 ab	100 a
	Curculionidae	54 a	20 b	51 a
	Elateridae	1 b	5 a	2 ab
	Hymenoptera	78 a	10 b	7 b

*Valores seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes P= 0,05 para los contrastes de las medias de las unidades de vegetación basado en estadístico de máxima verosimilitud.

A pesar de que las unidades de vegetación fueron semejantes para la densidad del grupo funcional herbívoros, el análisis de máxima verosimilitud detectó diferencias para los taxa Chrysomelidae, Curculionidae, Elateridae e Hymenoptera. El taxón Hymenoptera fue significativamente más abundante en la unidad CSI respecto a las CSII y CSIII (Cuadro 4).

Para el grupo funcional detritívoros, las unidades CSI y CSIII fueron diferentes, con la menor y mayor densidad (40 y 150 ind/m^2 respectivamente). Estas diferencias están dadas por la mayor abundancia de Isoptera. Sin embargo el análisis de máxima verosimilitud no detectó diferencias entre unidades de vegetación para este taxón, debido probablemente a la variabilidad de los datos. Dentro de este grupo funcional, hubo efecto de la unidades de vegetación para la abundancia de Oligochaeta, en las unidades CSI y CSIII se obtuvo el valor más alto y en la CSII el más bajo (Cuadro 4).

La mayor densidad del grupo funcional depredadores se registró en la unidad CSIII (30 ind/m^2), la cual fue diferente de la CSI y CSII con un promedio de 12 ind/m^2. No hubo efecto de las unidades de vegetación para los taxones que componen este grupo funcional.

En esta región se registró una superposición importante de los censos que pertenecen a las distintas unidades de vegetación. Como resultado, el análisis discriminante no fue significativo, lo que indica que hubo mucha variabilidad.

Los dos primeros ejes del análisis de correspondencia explicaron el 51% de la variación de los datos (Figura 7). El primer eje del ordenamiento separó a la unidad CSI de la CSII y CSIII, los taxones responsables de esta ordenación fueron Isoptera, y Oligochaeta. El segundo eje,

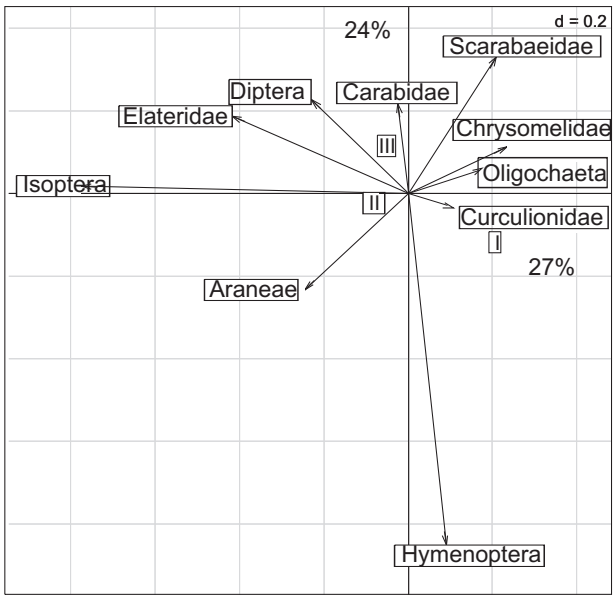


Figura 7. Ordenación de acuerdo al Análisis de Correspondencia de las unidades de vegetación I, II y III (CSI, CSII y CSIII respectivamente) de la Región Centro-Sur y proyección de los vectores de la densidad de la macrofauna edáfica en el plano factorial.

separó las unidades CSI y CSII de la CSIII. Los grupos taxonómicos responsables de esta ordenación fueron Hymenoptera y Scarabaeidae.

Los resultados analizados permiten establecer, que estas unidades de vegetación no presentaron diferencias importantes en la composición de las comunidades de la macrofauna del suelo.

Discusión

Al comparar entre sí los resultados obtenidos en ambas regiones, se observan importantes diferencias. Esto refleja que las comunidades de la macrofauna del suelo responden al clima, tipo de suelo, vegetación y manejo, tal como fue señalado por Lavelle y Spain (2001).

En la región de la Cuesta basáltica las unidades de vegetación presentaron importantes diferencias entre sí en la composición de las comunidades de la macrofauna del suelo. Hubo diferencias en los descriptores comunitarios, y en la densidad total, de los grupos funcionales y en algunos taxones que componen a los mismos. Los PMX (BII) que se distinguieron por la mayor densidad de Isoptera y del grupo funcional herbívoros, se caracterizan por tener suelos con mayor pendiente, contenido de arena y gramíneas en términos de cobertura vegetal (Lezama *et al.,* 2006, Lezama *et al.,* 2011, este número). Por su parte en los PMH (BIII), que se desarrollan en suelos que tienen mayor contenido de arcilla y en términos de cobertura vegetal predominan las graminoides (Lezama *et al.,* 2006), se registró la mayor abundancia de Oligochaeta, particularmente de la familia Ocnerodrilidae. La EL (BI) fue la unidad de vegetación que alojó la menor cantidad de individuos de todos los grupos funcionales. Esta unidad está asociada a sitios planos de exportación de materiales en posiciones altas y medias del paisaje, presenta un predominio claro de la cobertura de gramíneas estivales sobre la cobertura de gramíneas invernales (Lezama *et al.,* 2006).

Distinta fue la situación para la Región Centro-sur, donde las unidades de vegetación fueron más homogéneas tanto para los descriptores comunitarios como para la densidad total y de los grupos funcionales. No fueron encontrados grupos taxonómicos o especies asociadas a alguna de las unidades de vegetación. En esta región, la unidad de vegetación CSIII, que fue la que registró la mayor densidad total, de los grupos funcionales detritívoros y depredadores y los taxa Chrysomelidae y Curculionidae (herbívoros), se caracteriza por presentar el mayor porcentaje de cobertura de gramíneas invernales y de especies exóticas (Lezama *et al.,* 2008, Lezama *et al.,* 2010 este número). Por su parte la unidad CSI que tiene un porcentaje de cobertura de gramíneas estivales significativamente mayor que las unidades CSII y CSIII (Lezama *et al.,* 2008, Lezama *et al.,* 2011 este número), se distinguió por la mayor abundancia de Hymenoptera. La unidad de vegetación CSII, que está asociada a la presencia de pedregosidad y/o rocosidad en la superficie del suelo con un solo estrato herbáceo abierto y donde las hierbas presentan mayor importancia en términos de cobertura, tuvo una posición intermedia. Existen varias explicaciones posibles de estos resultados, las cuales no son ex-

cluyentes entre sí. En primer lugar, que las unidades de vegetación de esta región son semejantes. El número reducido de especies vegetales indicadoras, determinadas por Lezama *et al.* (2008, 2010) así lo indicaría. Otra explicación es que el déficit hídrico registrado en esta región durante un período prolongado de tiempo previo al muestreo, haya afectado negativamente a la macrofauna del suelo como resultado de la menor biomasa vegetal. La disponibilidad de recursos (vegetación) afecta directamente a la diversidad y densidad de la macrofauna del suelo (Laossi *et al.,* 2008). Por otra parte, la menor biomasa áerea produce variaciones en las condiciones microclimáticas (temperatura y humedad) (Mathieu *et al.,* 2009). La temperatura del cuerpo de la macrofauna del suelo varía con las condiciones externas y el rango tolerado por muchas especies es bastante estrecho. A esto se suma que el contenido de agua debe ser mantenido dentro de límites bastante ajustados (Mathieu *et al.,* 2009).

Estos resultados apoyan lo establecido por Curry (1987a), en el sentido que los invertebrados del suelo en pastizales están limitados principalmente por la calidad de los recursos y por los cambios en la temperatura y humedad del ambiente.

En las dos regiones predominaron distintos grupos funcionales. Mientras que en la Cuesta basáltica fueron más abundantes los detritívoros, en la región Centro-Sur fueron los herbívoros. Según Poveda *et al.* (2007), estas diferencias en el predominio de grupos funcionales en general producen la misma respuesta sobre el subsistema aéreo.

El importante predominio del grupo funcional herbívoros podría ser la causa de los bajos registros de densidad de detritívoros, dado que estarían consumiendo material vegetal que de otra manera podría estar disponible para este último grupo funcional.

En cuanto al impacto que puede tener la presencia de los herbívoros de raíces, se ha determinado que bajos niveles poblacionales dan como resultado un sistema radicular más eficiente que beneficia a las plantas hospederas (Curry 1987a; Masters, 2004). Por el contrario, cuando son altos tienen impactos negativos en el crecimiento de las plantas, causando generalmente su muerte. Los efectos que pueden causar niveles moderados de herbivoría de raíces son variables; pueden ser negativos, positivos o no afectar el crecimiento de las plantas y van a estar determinados por el contenido de nutrientes y de agua en el suelo y la competencia entre plantas (Masters, 2004).

En la región de la Cuesta basáltica las especies de Oligochaeta colectadas fueron nativas, mientras que en la región Centro-Sur se encontraron especies exóticas, lo que indica que en esta región hubo un mayor grado de intervención antrópica.

Los resultados obtenidos en estos relevamientos, confirmaron que los determinantes más importantes de la composición de las comunidades de la macrofauna del suelo en grandes escalas espaciales son el clima, tipo de suelo, la vegetación y la estructura del paisaje y que a nivel local son la disponibilidad de recursos (vegetación) y las condiciones microclimáticas (Beare *et al.,* 1995; citados por Correia, 2002; Mathieu *et al.,* 2009).

BIBLIOGRAFÍA

BARDGETT, R.D. 2002. Causes and consequences of biological diversity in soil. Zoology 105: 367-374.

BENTANCOURT, C.M.; SCATONI, I.B. 2001. Enemigos Naturales: Manual ilustrado para la agricultura y forestación. Ed. Agropecuaria Hemisferio Sur. Facultad de Agronomía. PREDEG. GTZ. Montevideo.

BUCHER, E. H.; ZUCCARDI, R. B. 1967. Significación de los hormigueros de *Atta vollenweideri* Forel, como alteradores del suelo en la provincia de Tucumán. Ecology 23: 83-95.

COLE, L.; BRADFORD, M.A.; SHAWP, J. A.; BRADGETTT, R. D. 2006. The abundance, richness and functional role of soil meso and macrofauna in temperate grassland-A case study. Applied Soil Ecology 33: 186-198.

COLEMAN, D.C.; CROSSLEY, D.A.; HENDRIX, P.F. 2004. Fundamentals of soil ecology. Elsevier. Academic Press. 2nd Edition.

CORREIA, M.E.F. 2002. Relações entre a diversidade da fauna do solo e os processos de decomposição e seus reflexos sobre a estabilidade dos ecossistemas. Rio de Janeiro, Embrapa Seropédica. Documentos no.156.

CURRY, J.P. 1987a. The invertebrate fauna of grassland and its influence on productivity. I. The composition of the fauna. Grass and Forage Science 42:103-120.

CURRY, J.P. 1987b. The invertebrate fauna of grassland and its influence on productivity. II. Factors affecting the abundance and composition of the fauna. Grass and Forage Science 42:197-212.

CURRY, J.P.; GOOD, J.A. 1992. Soil faunal degradation and restoration. Advances in Soil Science 17: 171-215.

EDWARDS, C.A.; LOFTY, J.R. 1978. The influence of arthropods and earthworms upon root growth of direct drilled cereals. Journal of Applied Ecology 15:789-795.

FAO. 2001. Soil Biodiversity: What is it? Soil Biodiversity: Portal. Land and Water (AGL). http://www.fao.org./ag/AGL/agll/soilbiod/soilbtxt.htm.

FARJI BRENER, A.G. 1992. Modificaciones del suelo realizadas por hormigas cortadoras de hojas (Formicidae, Attini): una revisión de sus efectos sobre la vegetación. Ecología Austral 2:87-94.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E.O. 1990. The Ants. Cambridge, University Press.

LAOSSI, K.R.; BAROT, S.; CARVALHO, D.; DESJARDINS, T.; LAVELLE, P.; MARTINS, M.; MITJA, D.; RENDEIRO, A.C.; ROUSSEAU, G.; SARRAZIN, M.; E. VELAZQUEZ, E.; GRIMALDI, M. 2008. Effects of plant diversity on plant biomass production and soil macrofauna in Amazonian pastures. Pedobiologia 51:397-407

LAVELLE, P.; SPAIN, A.V. 2001. Soil Ecology. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.

LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J.P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. European Journal of Soil Biology. 42: 3-15.

LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; LEÓN, R.; PARUELO, J.M. 2006. Heterogeneidad de la vegetacion en pastizales naturales de la región basáltica de Uruguay. Ecología Austral 16:167-182.

LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; LEON, R.; PARUELO, J.M. 2008. Relevamiento de pastizales naturales de la región Centro-Sur del Uruguay. Grupo Campos. Minas. Treinta y Tres CD N°70.

LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; M. PEREIRA M.; PARUELO, J.M. 2011. Descripción de la heterogeneidad florística de las principales regiones geomorfológicas de Uruguay. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

LINDEN, D.R.; HENDRIX, P.F.; COLEMAN, D.C.; VAN VILET, P.C.J. 1994. Faunal indicators of soil quality. Páginas 91-106 en Doran, J.W.y A.J.Jones editores. Defining soil quality for a sustainable Environment. SSSA. Special Publication no. 35.

MASTERS, G.J. 2004. Belowground herbivores and ecosystem processes. Ecological Studies 173:93-112.

MATHIEU, J.; GRIMALDI, M.; JOUQUET, P.; ROULAND, C.; LAVELLE, P.; DESJARDINS, T.; ROSSI, J.P. 2009. Spatial patterns of grasses influence soil macrofauna biodiversity in Amazonian pastures. Soil Biology and Biochemistry 41:586-593.

MILLÁN DE LA PEÑA, N.; BUTET, A.; DELETTRE, Y.R.; MORANT, P.; BUREL, R. 2003. Landscape context and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France. Agriculture, Ecosystems and Environment 94, 59-72.

MOORE, J.C.; BERLOW, E.L.; COLEMAN, D.C.; RUITER, P.C.; DONG, Q.; HASTINGS, A.; JOHNSON, N.C.; MCCANN, K.S.; MELVILLE, K.; MORIN, P.J.; NADELHOFFER, K.; ROSEMOND, A.D.; POST, D.M.; SABO, J.L.; SCOW, K.M.; VANNI, M.J.; WALL, D.H. 2004. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. Ecology Letters 7:584-600.

ÖBERG, S. 2007. Spiders in the Agricultural Landscape Diversity, Recolonisation, and Body Condition. Doctoral thesis Swedish University of Agricultural Sciences.Uppsala.

PRICE, W.P. 1988. An overview of organismal interactions in ecosystems in evolutionary and ecological time. Agriculture, Ecosystems and Environment 2:269-377.

POVEDA, K.; DEWENTER, I.S.; SCHEU, S.; TSCHARNTKE, T. 2007. Plant mediated interactions between below and aboveground processes: decomposition, herbivory, parasitism, and pollination. Páginas 147-163 en Ohgushi, T; T.P Craig, P.W. Price editores. Plant mediation in indirect interaction webs. Cambridge University Press.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-00-3, URL http:// www.R-project.org.

RYPSTRA, A.L.; CARTER, P.E.; BALFOUR, R.A.; MARSHALL, S. D. 1999. Architectural features of agricultural habitats and their impact on spider inhabitants. Journal of Arachnology 27:371-377.

RUIZ, N.; LAVELLE, P. 2008. Soil macrofauna field manual, Technical level. FAO- IRD. 113 p. ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/ i0211e/i0211e.pdf.

SAS Institute Inc. 2009. SAS/STAT User's Guide, Version 9.1.3, Cary NC: SAS Institute Inc.

SCHEU, S. 2001. Plants and generalist predators as links between the below-ground and above-ground system. Basis and Applied Ecology 2:3-12.

SPARLING, G.P. 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. Páginas 97-119 en Pankhurst, C.E.; B.M.Doube, V.V.S.Gupta editores. Biological indicators of soil health. Wallingford, CAB International.

THIOULOUSE J.; CHESSEL, D.; DOLÉDEC, S.; OLIVIER, J.M. 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. Statistics and Computing 7: 75-83.

VAN DER PUTTEN, W.H. 2005. Plant-soil feed back and soil biodiversity affect the composition of plan communities. Páginas 250-272 en Bardgett, R. D.; M.B. Usher, D.W. Hopkins editores. Biological diversity and function in soil. Cambrigde.University Press.

WARDLE, D.A. 2006. The influence of biotic interactions on soil biodiversity. Ecology Letters 9:870-886

WARDLE, D.A.; BARDGETT, R.D. 2004. Indirect effects of invertebrate herbivory on the decomposer subsystem. Ecological Studies 173: 53:69.

WARDLE, D.A.; BARDGETT, R.D.; KLIRONOMOS, J.N.; SETÄLÄ, H.; VAN DER PUTTEN, W. H.; WALL, D.H. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. Science 304:1629-1633.

ZERBINO, M.S. 2005. Evaluación de la densidad, biomasa y diversidad de la macrofauna del suelo en diferentes sistemas producción. Tesis de Maestría. Universidad de la República - Facultad de Ciencias, Uruguay.

ZERBINO, M.S.; NALTIER, N.; MORÓN, A.; RODRÍGUEZ, C. 2008 a. Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. Agrociencia v. XII : 44-55.

ZERBINO, M.S.; LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; PARUELO, J.M. 2008 b. Relación entre macrofauna del suelo, vegetación y características ambientales: un análisis para la región centro norte de Uruguay. Grupo Campos, Minas, Lavalleja 21-23/10/2008. INIA Treinta y Tres. ISBN978-9974-38-260-2.

Oesterheld, M.[1]; Paruelo[1,2], J. M.; Oyarzabal, M.[1]

[1]IFEVA, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires/ Conicet. Av. San Martín 4453, 1417 Buenos Aires, Argentina.
[2]Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UDELAR.

CAPÍTULO VII. Estimación de la productividad primaria neta aérea a partir de diferencias de biomasa y de integración de la radiación absorbida

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

Usualmente se estima la productividad primaria neta aérea de pasturas y pastizales mediante cálculos que involucran diferencias de biomasa entre dos momentos. Esta aproximación enfrenta algunas dificultades. Unas, derivadas del supuesto de que entre ambos momentos no se pierde biomasa, requieren que se excluya a los herbívoros y se deba separar la biomasa en compartimientos (especies, material seco en pie, broza) para capturar la senescencia y la caída, aunque nunca se captura lo que se pierde por descomposición. Otras dificultades, derivadas de la necesidad de muestrear y de la dificultad de obtener y procesar muestras de biomasa, derivan frecuentemente en grandes errores o imprecisiones respecto de la verdadera productividad del área de interés. Una segunda aproximación para estimar la productividad primaria neta aérea consiste en estimar la radiación absorbida por la pastura o el pastizal y traducirla en valores de productividad a partir de la eficiencia en el uso de la radiación. Esta aproximación sortea las dificultades de la primera, pero enfrenta limitaciones de resolución espacial y la necesidad de conocer la eficiencia en el uso de la radiación. Como puede aprovechar la enormidad de datos provistos por sensores remotos, esta aproximación puede brindar una cantidad de datos de productividad primaria neta aérea con una cobertura espacial y temporal nunca antes vista.

INTRODUCCIÓN

La productividad primaria neta aérea (PPNA) es una variable clave de los ecosistemas en general y de los sistemas ganaderos pastoriles en particular. Representa la tasa de creación de nueva biomasa vegetal aérea por unidad de área y tiempo y, por lo tanto, es una medida directa de la generación de energía disponible para los herbívoros. No sorprende entonces que se haya observado que es una variable integradora de numerosos aspectos del funcionamiento ecosistémico (McNaughton *et al.,* 1989). En ecosistemas pastoriles extensivos, la PPNA constituye la tasa de generación de alimento para el ganado y por lo tanto se relaciona con la carga animal (Oesterheld *et al.,* 1992, 1998).

La PPNA es sumamente variable en el espacio y en el tiempo a distintas escalas. En el espacio, varía fuertemente a lo largo de gradientes regionales, fundamentalmente de precipitación (Lauenroth, 1979, Sala *et al.,* 1988). A escala de paisaje y local, varía también considerablemente en relación con gradientes topográficos, edáficos, o de disturbio (Oesterheld *et al.,* 1999, Aragon y Oesterheld, 2008). En el tiempo, la varia-

ción interanual de la PPNA de pastizales y sabanas es considerable y genera una de las mayores incertidumbres del manejo de estos recursos para la explotación ganadera (Lauenroth y Sala, 1992). A una escala más detallada, las variaciones estacionales dentro de un año son de enorme magnitud y también condicionan fuertemente el manejo. Por ejemplo, en pastizales de la Pampa Deprimida, las variaciones entre el pico de primavera y el mínimo de invierno pueden ser de más de un orden de magnitud.

Dada la importancia de la PPNA en los ecosistemas ganaderos y la magnitud de su variación resulta paradójico que se conozca tan poco la PPNA de los recursos forrajeros, algo que deriva principalmente de la dificultad de estimarla. La mayoría de los productores ganaderos extensivos desconocen los valores promedio y rangos de variación de la PPNA de sus recursos forrajeros. Algunos llevan un buen registro de la producción ganadera e infieren la PPNA a partir de ella. Sin embargo, esto los deja sin la posibilidad de diagnosticar problemas específicos de la PPNA o del consumo o de la eficiencia de transformación de consumo en producción secundaria, ya que engloba toda la secuencia de pasos que van desde la PPNA hasta la producción de carne. Esta falta de información sobre la PPNA resulta muy probablemente de la dificultad de estimarla y de la baja precisión de las pocas estimaciones disponibles.

El objetivo de este capítulo es presentar críticamente dos aproximaciones básicas para estimar la PPNA, la primera clásica, la segunda más reciente. De esta manera se tratará de dejar en claro los fundamentos sobre los que se basan las distintas estimaciones de PPNA y los elementos básicos de la tecnología de seguimiento de la PPNA mediante sensores remotos que luego se presenta en detalle en otros capítulos (Paruelo *et al.,* 2010, este volumen, Oyarzabal, 2010 este volumen). En primer lugar, presentaremos los fundamentos de la aproximación basada en las cosechas sucesivas de biomasa. Luego mostraremos los fundamentos de la aproximación basada en la radiación absorbida por la vegetación.

APROXIMACIÓN BASADA EN LAS COSECHAS SUCESIVAS DE BIOMASA

Para comprender la lógica de la aproximación basada en cosechas sucesivas de biomasa conviene tener presente los distintos pasos que sigue la formación y transformación de la biomasa aérea (Figura 1).

Como se indicó anteriormente, la PPNA es la tasa de generación de nueva biomasa. Sin embargo, esa biomasa puede seguir varios caminos. Puede ser consumida por el ganado, puede senescer y pasar a constituir tejido muerto en pie y este puede a su vez caer y convertirse en broza. Ésta, finalmente es descompuesta y liberada como CO_2 o incorporada a la materia orgánica del suelo.

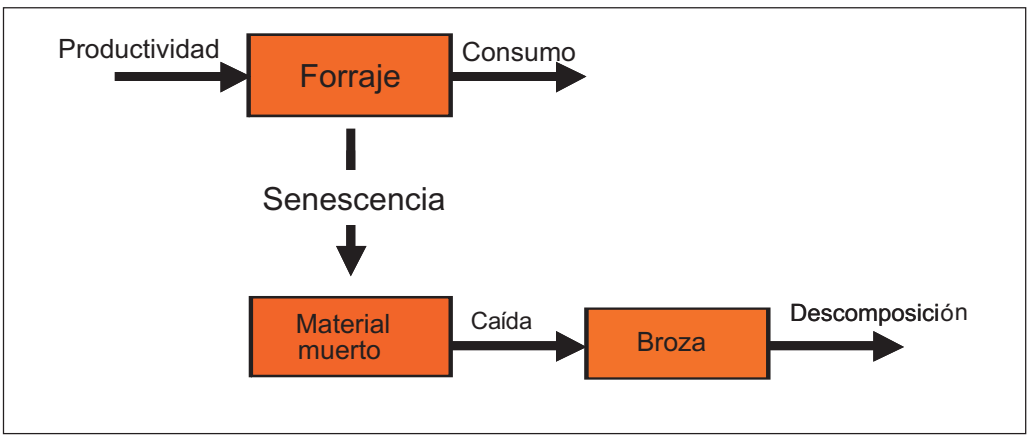


Figura 1. Esquema de flujos y compartimientos relacionados con la generación y transformación de biomasa en un pastizal o pastura.

Mediante cosechas sucesivas de biomasa se intenta capturar la magnitud de la productividad, tarea que se complica en determinadas circunstancias. Cuando las salidas de la «caja» de la biomasa verde están cerradas, la diferencia de esa biomasa entre dos fechas sucesivas representa apropiadamente la PPNA. Esto sucedería, por ejemplo, en una situación en la que se excluyera el consumo y se considerara solo un tiempo breve de rebrote después de una defoliación muy intensa. Durante ese período, solo habrá ingreso de nuevo material por fotosíntesis y, eventualmente podría haber senescencia. La cosecha en la segunda fecha de toda la biomasa verde y seca en pie representaría la PPNA. Sin embargo, estas condiciones no siempre se cumplen o, en su defecto, cumplirlas altera tanto el sistema bajo estudio que la estimación de PPNA resultante puede no representar la realidad. Tanto la defoliación a ras del suelo para generar la situación inicial como la exclusión del pastoreo para evitar el consumo pueden afectar marcadamente la PPNA. Cuando se intenta estimar la PPNA con mayor realismo mediante cosechas sucesivas, es inevitable excluir al pastoreo y estimar separadamente la biomasa verde por especie, el tejido seco en pie y la broza para intentar capturar algunos de los flujos de la Figura 1. Aún tomando estos recaudos, se tropieza con problemas: la necesidad de cuantificar distintos compartimientos más pequeños demanda un gran esfuerzo de muestreo y por lo general siempre hay una salida de material que no es considerada (la caída o la descomposición en la mayoría de los casos).

Según las condiciones que se logren en relación con los flujos de la Figura 1 o de los supuestos sobre su magnitud de los que se parta, existen diversas formas de cálculo de la PPNA que pueden llevar a estimaciones dramáticamente diversas aún a partir de los mismos datos (Scurlock *et al.,* 2002). Según se considere que la PPNA se base en solo un pico de biomasa verde o se intente incluir otros flujos, como la senescencia, o la caída, las estimaciones, resultan tan discordantes que pueden llevar a conclusiones dispares. Por ejemplo, un mismo conjunto de datos muestra que la PPNA de un pastizal varía entre años en un rango de 200 a 400 $g.m^{-2}.año^{-1}$ o de 350 a 1000 g m^{-2} $año^{-1}$ según el método de cálculo utilizado (Scurlock *et al.,* 2002).

El desafío de muestreo que representan las estimaciones de PPNA mediante diferencias de biomasa es muy grande y crece en la medida que se intenta capturar los flujos de la Figura 1. Dado que la PPNA es una variable combinada de otras variables (como mínimo las biomasas de las dos fechas necesarias para su estimación), su varianza es la suma de las varianzas de la biomasa en cada fecha. Si a su vez se incluyen en el cálculo más compartimientos de biomasa, se suman más varianzas. Además, en la mayoría de los casos, la varianza de la biomasa en pastizales y pasturas bajo pastoreo es elevada a la escala de las parcelas que suelen usarse para cosechar biomasa (por lo general por debajo del metro cuadrado). Por lo tanto, para alcanzar una estimación de la biomasa promedio con una precisión aceptable hace falta tomar un número de muestras tan alto que frecuentemente es impracticable.

A modo de resumen, la lógica y las dificultades de la aproximación basada en las cosechas sucesivas de biomasa puede ilustrarse mediante una analogía con la estimación del caudal del agua que ingresa a un tanque del cual una vaca puede tomar agua libremente (Figura 2).

En esta analogía, el caudal corresponde a la PPNA y el volumen de agua presente en cada momento corresponde a la biomasa. En un tanque sin pérdidas, se puede estimar el caudal a partir de la medición del nivel del agua en dos momentos diferentes. Los problemas provienen fundamentalmente de tres fuentes. Por un lado, el tanque pierde (senescencia, caída, etc.). Por lo tanto, se debe tratar de medir los cambios de volumen en otros tanques a los que cae el agua perdida, pero generalmente siempre hay un último tanque que pierde. En segundo lugar, para evitar la pérdida por consumo hay que sacar a la vaca, con lo cual no se puede cumplir con el objetivo de medir el caudal con la vaca presente y se pierde realismo. En tercer lugar, para incluir el problema del muestreo, se debe considerar que es muy difícil medir con cierta

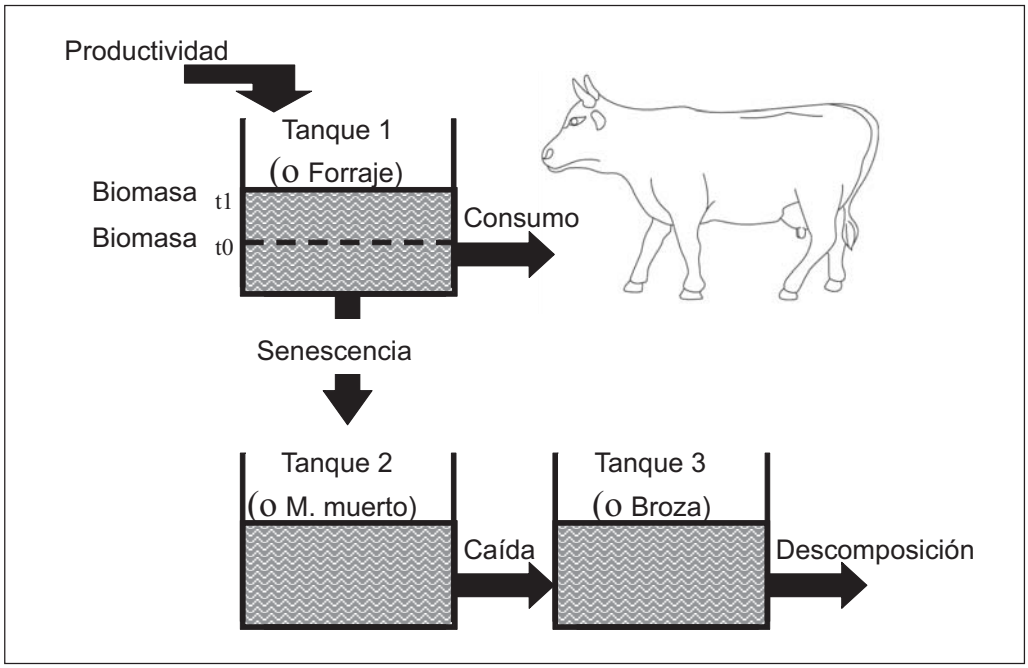


Figura 2. Analogía entre el esquema de la figura 1 y el problema de determinar el caudal de ingreso de agua a un tanque mediante mediciones sucesivas del nivel.

precisión el volumen de agua en los tanques, para lo cual se puede imaginar que los tanques están en agitación continua y sólo se dispone de unos pocos instantes para hacer lecturas repetidas del nivel.

Como consecuencia, se dispone de muy escasas estimaciones de PPNA distribuidas en tiempo y espacio en pastizales y pasturas y tales estimaciones suelen ser bastante imprecisas.

APROXIMACIÓN BASADA EN LA INTEGRACIÓN TEMPORAL DE LA RADIACIÓN ABSORBIDA

Para comprender la lógica de la aproximación basada en la radiación absorbida se debe comprender el modelo de Monteith (1972) (Figura 3).

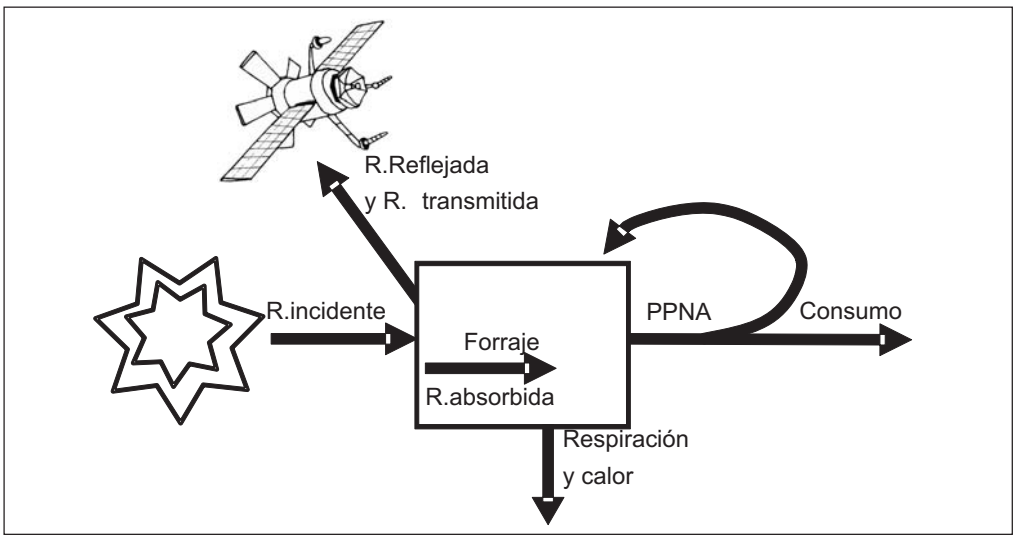


Figura 3. Esquema del flujo de energía en un pastizal o pastura. Los satélites aportan datos relacionados con la absorción de energía solar por parte de las plantas.

El modelo propone que la PPNA es el resultado del triple producto entre la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFA), la fracción de ésta que es absorbida por la vegetación (fRFA) y el coeficiente de conversión de energía en biomasa aérea, llamado eficiencia en el uso de la radiación (EUR). Es decir, la vegetación fija nueva biomasa (PPNA) en la medida que absorbe radiación solar fotosintéticamente activa y la convierte en biomasa. Para el caso de la PPNA, se debe tener en cuenta que la EUR es la conversión de energía absorbida en biomasa *aérea*, lo cual incluye aspectos de la asignación de recursos entre parte aérea y subterránea. Conceptualmente, la PPNA del modelo de Monteith es exactamente igual a la PPNA del modelo de la Figura 1. La diferencia es solo la metodología para llegar a ella.

Estimar la PPNA a partir de esta aproximación implica resolver tres problemas. El primero es conocer la radiación incidente. Esto es relativamente sencillo, pues existen datos promedio de un buen número de localidades y la variación interanual de tales promedios a la escala mensual es muy baja. Por lo tanto, conocer la radiación incidente de un mes determinado se soluciona bastante fácilmente asignándole la radiación promedio de ese mes. Si se buscara más precisión, existen modelos que pueden estimarla sobre la base de la temperatura, humedad y precipitación (Thornton y Running, 1999). El segundo problema a resolver es conocer la fracción de la radiación fotosintéticamente activa incidente que es absorbida por la vegetación verde. Afortunadamente, esto es lo que los sensores remotos pueden estimar con precisión (ver detalle en Piñeiro *et al.,* 2006). Aquellos que registran separadamente la reflectancia en las bandas del rojo y del infrarrojo, el más difundido es el índice verde normalizado, pueden detectar mediante sencillos cálculos la proporción de la radiación incidente absorbida por la vegetación. El tercer problema a resolver es conocer la eficiencia en el uso de la radiación. Esta es la parte más difícil. La eficiencia varía entre especies de acuerdo al mecanismo fotosintético (C_3-C_4), o a las relaciones entre fotosíntesis y respiración dadas por la forma de vida, asignación tallo/raíz, etc., o de acuerdo a condiciones ambientales, como la disponibilidad de agua o nutrientes o la temperatura. Su valor para cada caso particular puede estimarse de la literatura o mediante calibraciones (ver Oyarzabal *et al.,* 2011 este número). Afortunadamente, esta componente más difícil de resolver del modelo es la que menos varía espacial y temporalmente a las escalas en que suelen ser relevantes para estimar la PPNA de pasturas y pastizales (Chapin *et al.,* 2002).

A modo de resumen, la lógica y las dificultades de la aproximación basada en la absorción de radiación puede ilustrarse mediante la misma analogía de la estimación del caudal del agua que ingresa a un tanque del cual una vaca puede tomar agua libremente (Figura 4).

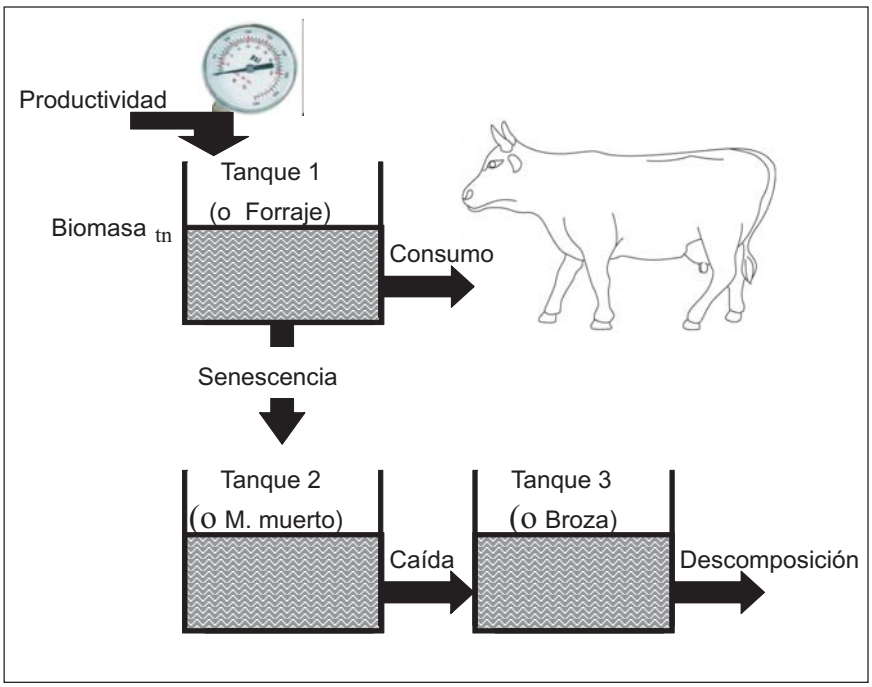


Figura 4. Analogía entre el esquema de la figura 1 y el problema de determinar el caudal de ingreso de agua a un tanque mediante mediciones continuadas de la absorción de energía solar por parte de las plantas.

Aquí ya no interesan los niveles de agua en el tanque (biomasa) sino que la aplicación del modelo de Monteith es semejante a colocar un caudalímetro directamente en la boca de entrada de agua. La vaca puede tomar agua libremente ya que la PPNA fue medida «antes» de que pueda ser consumida. Por supuesto que el consumo puede afectar a la PPNA, pero esto es justamente lo que se intenta hacer: estimar la PPNA con la vaca allí. Como los sensores remotos cubren dentro de un píxel toda el área, no hay problemas de muestreo de la fRFA, como sí los había en el caso de la medición del nivel del agua. ¿Cuáles son las dificultades de esta aproximación? Son básicamente dos y serán desarrolladas en sendos párrafos a continuación.

La primera dificultad es que el «caudalímetro» tiene una resolución máxima predeterminada por el sensor utilizado para estimar la fRFA. Cada píxel integra la fRFA del área que cubre y por lo tanto no se puede diferenciar lo que sucede dentro de un píxel. Esto puede ser un inconveniente, por ejemplo, cuando se intenta conocer la PPNA de pequeñas unidades de manejo y se utilizan sensores de moderada resolución, como sería el caso de parcelas de tambo analizadas con el sensor MODIS, cuya máxima resolución es 5,6 ha. Muy difícilmente un píxel MODIS coincidirá enteramente con una unidad de manejo tan pequeña. En definitiva, las estimaciones de PPNA mediante esta aproximación estarán siempre limitadas por la resolución del sensor usado para estimar la fRFA.

La segunda dificultad es la estimación de la eficiencia en el uso de la radiación. Existen dos estrategias básicas para lidiar con esta dificultad. La primera es renunciar a contar con estimaciones de la eficiencia, pero tener elementos para suponer que las situaciones que se quiere evaluar o comparar poseen la misma eficiencia. Por ejemplo, pasturas o pastizales de semejante composición en ambientes similares tendrán muy probablemente similares eficiencias. Las eventuales diferencias seguramente sean mucho menores que otras fuentes de error. En esas circunstancias, contar con los dos primeros elementos del modelo de Monteith, la radiación incidente y la fracción absorbida, que en conjunto son una estimación de la radiación absorbida por la vegetación (en Megajoules/ha, por ejemplo), puede ser una salida más que aceptable, ya que toda comparación o análisis de los patrones de radiación absorbida equivaldrán a comparaciones o análisis de PPNA aunque no se conozca su valor en gramos. Si bien esta estrategia requiere un cambio fuerte de mentalidad, su potencial es inmenso ya que por un lado, es muy razonable suponer que ciertas situaciones tengan la misma eficiencia y, por otro lado, es sumamente sencillo estimar la radiación absorbida por la vegetación de cualquier lugar del planeta. La segunda estrategia para lidiar con esta dificultad es estimar la eficiencia tal como se desarrolla en el capítulo de Oyarzabal *et al.,* (2011, este número).

CONCLUSIONES

La PPNA puede ser estimada a partir de cambios de biomasa o a partir de la radiación absorbida. Esta segunda aproximación permite seguir la PPNA mediante satélites con una amplia cobertura de espacio y tiempo.

BIBLIOGRAFÍA

ARAGON, R.; OESTERHELD, M. 2008. Linking vegetation heterogeneity and functional attributes of temperate grasslands through remote sensing. Applied Vegetation Science 11:115-128.

CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer, New York.

LAUENROTH, W. 1979. Grassland primary production: North American grasslands in perspective. Páginas 3-24 *en* N. French, editor. Perspectives in grassland ecology. Springer-Verlag, New York.

LAUENROTH, W. K.; SALA, O. E. 1992. Long-Term Forage Production of North American Shortgrass Steppe. Ecological Applications 2:397-403.

MCNAUGHTON, S. J.; OESTERHELD, M.; FRANK, D.A.; WILLIAMS, K. J. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. Nature 341:142-144.

MONTEITH, J. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. Journal of Applied Ecology 9:747–766.

OESTERHELD, M.; SALA, O. E.; MCNAUGHTON, S. J. 1992. Effect of Animal Husbandry on Herbivore-Carrying Capacity at a Regional Scale. Nature 356:234-236.

OESTERHELD, M.; DI BELLA, C.; HERDILES, K. 1998. Relation between NOAA-AVHRR satellite data and stocking rate of rangelands. Ecological applications 8:207-212.

OESTERHELD, M.; LORETI, J.; SEMMARTIN, M.; PARUELO, J. M. 1999. Grazing, fire, and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. Páginas 287-306 en L. Walker, editor. Ecosystems of disturbed ground. Elsevier, Amsterdam.

OYARZABAL M.; OESTERHELD, M.; GRIGERA, G. 2011. ¿Cómo estimar la eficiencia en el uso de la radiación mediante sensores remotos y cosechas de biomasa? Un ejemplo local. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

PARUELO, J.M.; OYARZABAL, M.; OESTERHELD, M. 2011. El Seguimiento de los recursos forrajeros mediante sensores remotos: bases y aplicaciones. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA, N° 26, INIA.

PIÑEIRO, G.; OESTERHELD, M.; PARUELO, J.M. 2006. Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. Ecosystems 9:357-373.

SALA, O. E.; PARTON, W. J.; JOYCE, L. A. LAUENROTH, W. K. 1988. Primary production of the central grassland region of the United States. Ecology 69:40-45.

SCURLOCK, J. M. O.; JOHNSON, K.; OLSON, R. J. 2002. Estimating net primary productivity from grassland biomass dynamics measurements. Global Change Biology 8:736-753.

THORNTON, P. E.; RUNNING, S. W. 1999. An improved algorithm for estimating incident daily solar radiation from measurements of temperature, humidity, and precipitation. Agricultural and Forest Meteorology 93: 211-228.

Oyarzabal, M.[1]; Oesterheld, M.[1]; Grigera, G.[2]

[1]Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección – LART, IFEVA, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires/CONICET. Av. San Martín 4453, C1417DSE Buenos Aires, Argentina.
oyarzabal@agro.uba.ar
[2]AgIdea SA, Santiago del Estero 67, B2702FVA, Pergamino, Argentina.

CAPÍTULO VIII. ¿Cómo estimar la eficiencia en el uso de la radiación mediante sensores remotos y cosechas de biomasa?

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

La eficiencia en el uso de la radiación (EUR) es, como toda eficiencia, una relación entre cantidad de producto e insumo. La EUR representa la eficiencia de conversión de energía en biomasa, una medida de la cantidad neta (tiene en cuenta la respiración) de carbohidratos sintetizados o tejidos generados (producto) por unidad de energía solar absorbida (insumo). Este capítulo tiene como misión central mejorar la capacidad de quienes manejan la vegetación de los agroecosistemas para comprender, estimar y utilizar la EUR. Adicionalmente se presentan los resultados de estimaciones de EUR realizadas en el marco del proyecto FPTA 175 para pastizales naturales de la región Cuesta basáltica. Específicamente, se presenta el paso a paso de una estimación de la EUR de recursos forrajeros. Primero, se muestra una estimación de productividad primaria neta aérea (producto) a partir de cosechas de biomasa aérea. Luego, se detalla cómo estimar la radiación solar absorbida por las pasturas (insumo), en los sitios y períodos coincidentes con las cosechas, a partir de una estación meteorológica y un sensor a bordo de un satélite. Luego se calculó la EUR. Por último, se utilizó la EUR para estimar la productividad de pasturas similares en la región usando información provista por sensores remotos en potreros que no participaron en la calibración.

INTRODUCCIÓN

Las plantas interceptan y absorben parte de la radiación solar que incide sobre ellas. A partir de la energía absorbida, mediante la fotosíntesis sintetizan carbohidratos que utilizan para el crecimiento. La eficiencia en el uso de la radiación (EUR) es, como toda eficiencia, una relación entre cantidad de producto e insumo. La EUR representa la eficiencia de conversión de energía en biomasa, una medida de la cantidad neta (tiene en cuenta la respiración) de carbohidratos sintetizados o tejidos generados (producto) por unidad de energía solar absorbida (insumo). Por lo tanto, la EUR es relativamente independiente tanto del área foliar y biomasa de cada planta como del número de plantas. La EUR tiene un máximo comparable con el rendimiento fotosintético a nivel de hoja en condiciones óptimas. En condiciones de campo, restricciones térmicas, hídricas y nutricionales disminuyen el valor máximo de EUR (Field *et al.,* 1995, Gamon, 1995, Nouvellon *et al.,* 2000). En algunas situaciones resulta difícil medir la energía absorbida y la EUR suele calcularse también por unidad de radiación solar interceptada (por ejemplo, (Trapani *et al.,* 1992), que no contempla la pérdida de radiación reflejada (albedo) ni la absorción por el suelo de la radiación reflejada (Russell *et al.,* 1989). Tanto la radiación interceptada como la absorbida pueden

estimarse a partir de sensores remotos (Pearcy, 1989, Sellers *et al.,* 1992).

Este capítulo tiene como misión central mejorar la capacidad de quienes manejan la vegetación de los agroecosistemas para comprender, estimar y utilizar la EUR. Específicamente, muestra el paso a paso de una estimación local de EUR a partir de un conjunto de datos de la literatura que sirve como ejemplo (Grigera *et al.,* 2007b). Primero, se muestra una estimación de productividad primaria neta aérea (producto) a partir de cosechas de biomasa aérea de pasturas. Luego, se detalla cómo estimar la radiación solar absorbida por las pasturas (insumo), en los sitios y períodos coincidentes con las cosechas, a partir de una estación meteorológica y un sensor a bordo de un satélite. Por último, se calcula la EUR. Adicionalmente se presentan los resultados de estimaciones de EUR realizadas en el marco del proyecto FPTA 175 para pastizales naturales del área de basalto (ver Caja 1).

Cuantificar la EUR permite conocer cómo varía. La EUR varía entre tipos de vegetación, entre años y entre estaciones. Muestra una importante variación entre biomas, desde 0.27 g MJ^{-1} para desiertos a 0.71 g MJ^{-1} para selvas tropicales (Ruimy *et al.,* 1994, Field *et al.,* 1995). Entre años, las variaciones de EUR de pastizales semiáridos van desde 0.27 a 0.35 g MJ^{-1} (Nouvellon *et al.,* 2000). Dentro de un año la variabilidad es mayor, la EUR de pastizales húmedos varía entre estaciones desde 0.2 a 1.2 g MJ^{-1} (Piñeiro *et al.,* 2006). Parte de estas variaciones estacionales estuvieron asociadas positivamente con la precipitación y negativamente con la temperatura del aire (Piñeiro *et al.,* 2006). La EUR también varía entre tipos de recurso forrajero, por ejemplo las pasturas cultivadas en las lomas dominadas por alfalfa tienen mayor EUR que las de agropiro implantadas en los bajos (Grigera *et al.,* 2007b).

Conocer todas estas fuentes de variación de la EUR permite estimar con mayor precisión la productividad utilizando información satelital (ver Paruelo *et al.,* en este volumen). Desde hace algunos años, un robusto modelo ecofisiológico establece que la productividad primaria neta aérea (PPNA) de una cubierta vegetal es proporcional a la cantidad total de radiación fotosinteticamente activa incidente (RFA), a la fracción de esa radiación que es absorbida por los tejidos verdes (fRFAA) y a la eficiencia de conversión (EUR) (Monteith, 1972):

$$PPNA(g\ m^{-2}\ año^{-1}) = RFA(MJ\ m^{-2}\ año^{-1}) \times fRFAA \times EUR(g\ MJ^{-1})$$

(Ecuación 1)

La posibilidad de usar información suministrada por sensores remotos para estimar un factor clave del modelo (fRFAA) hace que la estimación de la productividad sea no solo conceptualmente sólida sino también operativamente posible, desde la escala de potrero hasta el paisaje, la región o el planeta (Paruelo *et al.,* 1997, Paruelo *et al.,* 2000, Running *et al.,* 2000, Piñeiro *et al.,* 2006, Grigera *et al.,* 2007a, Paruelo 2008). La EUR, el otro factor clave del modelo, puede ser estimada usando distintas aproximaciones. Puede estimarse a partir de un despeje algebraico en la ecuación propuesta por Monteith (1972; Ecuación 1). Para ello es necesario contar con estimaciones independientes de la productividad y la radiación absorbida. La EUR también puede ser estimada a partir de modelos con base en variables ambientales o de índices espectrales como el Índice de Reflectancia Fotoquímico, o puede ser tomada de estimaciones de la literatura (Turner *et al.,* 2003, Bradford *et al.,* 2005, Piñeiro *et al.,* 2006, Grigera *et al.,* 2007b, Garbulsky *et al.,* 2008).

Estimación de la EUR de recursos forrajeros

A continuación se desarrolla un ejemplo de estimación de la EUR de pasturas a partir de la primera aproximación, el despeje de la Ecuación 1. Se utilizó información provista por sensores remotos y estaciones meteorológicas (que estiman fRFAA y RFA, Ecuación 1 y Figura 1) y cosechas de biomasa (para estimar de manera independiente la PPNA). Una vez estimada la EUR, y entonces calibrado el modelo (Ecuación 1), se la utilizó para estimar la productividad forrajera usando información provista por sensores remotos en potreros que no participaron en la calibración (ver

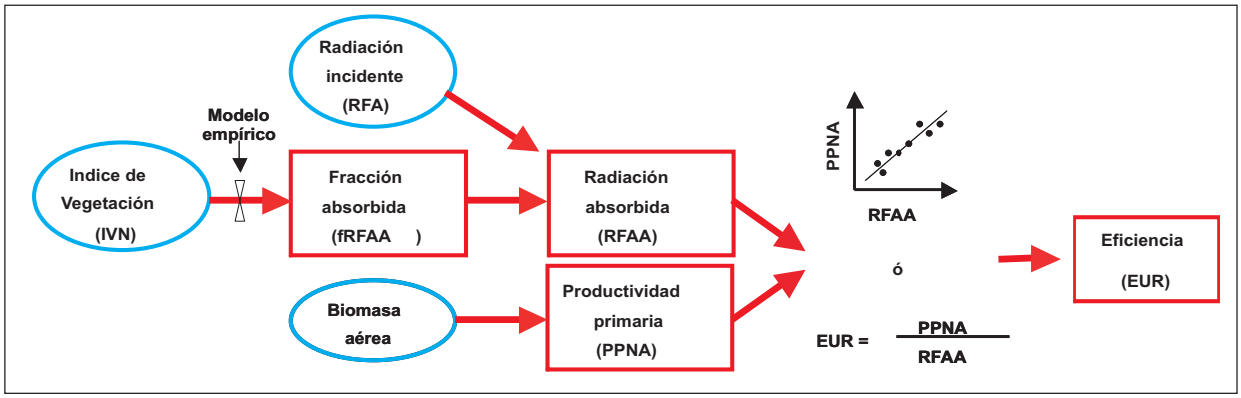


Figura 1. Esquema de estimación de la EUR. A partir del Índice de Vegetación Normalizado (IVN) y de un modelo empírico (ver texto) se calcula la Fracción de la radiación fotosinteticamente activa que es absorbida (fRFAA) en los sitios y períodos coincidentes con las cosechas de biomasa aérea. El producto entre la Fracción absorbida y la Radiación incidente (RFA) estima la Radiación fotosinteticamente activa que es absorbida (RFAA). Por otro lado, a partir de cosechas de Biomasa aérea se estima la Productividad primaria neta aérea (PPNA). Finalmente, la estimación de la EUR puede realizarse mediante un modelo de ajuste, por ejemplo lineal, entre la Productividad primaria y la Radiación absorbida, o mediante el cociente. En círculos se muestran las variables necesarias para la estimación de EUR, y en rectángulos las estimadas.

también Paruelo *et al.,* 2011 en este número). El capítulo se basa fuertemente en dos trabajos publicados en revistas científicas, tanto porque sigue la metodología de uno como porque utiliza los datos del otro (Piñeiro *et al.,* 2006, Grigera *et al.,* 2007b).

La estimación de la EUR se realizó en pasturas cultivadas en la porción sudoeste de la región pampeana, Argentina. El clima es templado subhúmedo. La precipitación anual varía entre 800 a 900 mm, es más abundante en primavera y verano. Las sequías son relativamente comunes en invierno pero también suelen ocurrir en verano. La temperatura media mensual varía entre 7-9 °C en julio a 21-22 °C en enero. El tipo de suelo dominante es el Molisol, en muchas áreas con limitaciones para el crecimiento de cultivos como la presencia de tosca (carbonato de calcio), alcalinidad e inundaciones frecuentes. La heterogeneidad a nivel de paisaje consiste en un mosaico de dos niveles topográficos sujetos a diferente régimen hídrico y salino, y consecuentemente a diferente uso de la tierra. Las pasturas en las que se estimó la EUR ocupan la posición topográfica más alta, llamadas localmente como «pasturas de loma», típicamente compuestas por gramíneas (*Festuca arundinacea, Dactylis glomerata y Lolium multiflorum*) y leguminosas (*Medicago sativa, Trifolium pratense y Trifolium repens*) (ver más detalles en Grigera *et al.,* 2007b).

Estimación de la productividad de las pasturas

Las estimaciones de productividad primaria neta aérea (o tasa de crecimiento, ver Oesterheld *et al.,* 2011 en este volumen) fueron hechas entre octubre de 2000 y septiembre de 2003 en 4 potreros con pasturas de loma. Los agrónomos que diseñaron y realizaron las cosechas de biomasa trataron de simular el sistema de pastoreo intermitente al cual están generalmente sometidas estas pasturas. Entonces, realizaron cosechas de la biomasa aérea acumulada durante un período de rebrote de aproximadamente 2 meses. En cada uno de los 4 potreros se usaron 8 jaulas cuadradas de 1 m de lado (réplicas) que evitaron el pastoreo. Al inicio de cada período de rebrote la vegetación fue cortada a una altura de 4 cm dentro de cada jaula, y al final de ese período fue cortada a la misma altura. Se cosechó toda la biomasa aérea cortada y se secó en estufa. La productividad fue calculada como el incremento de biomasa total aérea durante el período. La productividad promedio fue de 145 g m^{-2} $período^{-1}$, con un mínimo de 45 y un máximo de 470 g m^{-2} $período^{-1}$ (Figura 2).

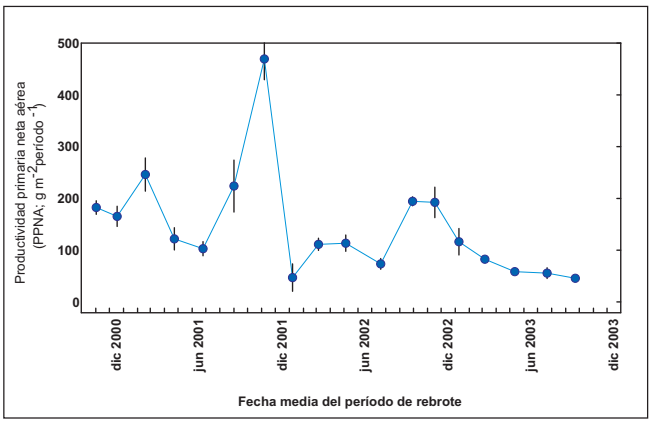


Figura 2. Productividad primaria neta aérea promedio (PPNA) estimada a partir de cosechas de biomasa aérea en cuatro potreros con pasturas de loma en el sudoeste bonaerense, Argentina, desde octubre de 2000 hasta septiembre de 2003. Los valores se indican en la fecha media del período de rebrote o intervalo entre cosechas de biomasa. Las barras corresponden al error estándar, en algunos casos ocultas por los símbolos.

Estimación de la radiación absorbida en sitios y períodos coincidentes con las estimaciones de productividad

Para cada sitio y período de rebrote se estimó también la radiación absorbida (RFAA, Figura 1). Se utilizó información provista por un sensor remoto (MODIS) y una estación meteorológica cercana (ver más abajo). El sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), a bordo de los satélites Terra y Aqua de la NASA, es un instrumento que combina alta resolución espacial y temporal (tamaño de píxel <6 ha y frecuencia de observación de un mismo sitio prácticamente diaria) con georeferenciación, corrección atmosférica y detección de nubosidad notablemente mejoradas respecto de otros sensores. Estas características son requisitos básicos para poder realizar una estimación de la EUR a la escala de unidad de manejo. En cada potrero se seleccionaron el/los píxel/es MODIS que cumplieran la doble condición de quedar incluido/s completamente dentro del potrero y cubrir solo áreas con pastura de loma, se excluyeron los montes, caminos y/o construcciones (Figura 3).

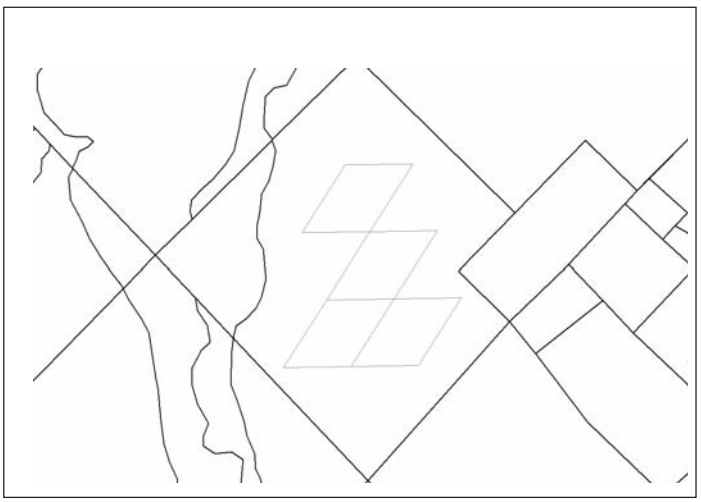


Figura 3. Ejemplo de croquis de un sector de un establecimiento en el sudoeste bonaerense, Argentina. El polígono central más grande muestra uno de los potreros (93 ha) donde se realizaron las cosechas de biomasa aérea. Dentro de él, los cuatro rombos delimitan las áreas que «mira» el satélite (píxeles de 5.3 ha) seleccionadas para calcular la radiación absorbida (RFAA, ver Ecuación 1).

Se utilizó el Índice de Vegetación Normalizado del proyecto MODIS (también conocido como Índice Verde, o Normalized Difference Vegetation Index, NDVI; Collection 5 of MOD13Q1, http://lpdaac.usgs.gov/main.asp, Vegetation indices product). Este producto MODIS consiste en una imagen compuesta cada 16 días con cuatro resoluciones espaciales. Se utilizó la más alta, con un tamaño de píxel de 250 m (<6ha). El producto incluye una medida de la calidad de cada dato, lo que permitió descartar aquellos de mala calidad y reemplazarlos por interpolación lineal entre las fechas contiguas (1,5% de datos corregidos, solo una de las setenta imágenes utilizadas). El IVN está directamente relacionado con la absorción de radiación por las plantas porque se basa en las propiedades espectrales de la vegetación verde de absorber intensamente la radiación visible que utiliza para la fotosíntesis (especialmente en la longitud de onda del rojo) y de reflejar la mayor parte de la radiación en la zona del infrarrojo cercano (Sellers, 1985). El IVN se calcula

según: IVN = (ρir-ρr)/(ρr+ρir), donde ρr y ρir son las reflectancias (proporción de la radiación incidente que es reflejada) de la superficie en la longitud del rojo y el infrarrojo cercano, respectivamente.

Para cada potrero se calculó un promedio ponderado del Indice de Vegetación durante cada período de rebrote. Por ejemplo, para calcular el Índice de Vegetación coincidente con el período entre el 11 de enero y el 14 marzo (uno de los períodos de rebrote para el que se estimó la productividad) se tomaron los 5 valores de IVN correspondientes a las 5 imágenes con una cobertura de 16 días cada una. Cada uno de los 5 valores de IVN se ponderó por su coincidencia temporal con el período detallado, luego se calculó el promedio. A su vez, se promediaron los valores de IVN de los cuatro potreros. El IVN promedio fue de 0.64, varió entre un mínimo de 0.46 y un máximo de 0.80 (Figura 4). Si bien existió cierta sincronía entre las dinámicas del IVN y de la productividad (Figura 4), el IVN explicó solo el 55% de la variabilidad de la productividad (R^2=0.55, P<0.001, n=18).

La fracción de la radiación fotosinteticamente activa que es absorbida (fRFAA, ver Ecuación 1 y Figura 1) fue estimada para cada período de rebrote como una función no lineal del Índice de Vegetación Normalizado (IVN). El modelo empírico fue propuesto por Potter *et al.* (1993). Grigera *et al.* (2007b) calibraron localmente el modelo, asignaron absorción nula (fRFAA=0) a valores de IVN medidos en áreas sin cobertura verde (suelo arado o rastrojo de cosecha) y absorción máxima (fRFAA=0.95) a valores de IVN de áreas con alta cobertura (pasturas con índice de área foliar mayor a 3 y cultivos de trigo durante antesis). La ecuación resultante fue (Figura 5):

$$fRFAA = \min [SR/(SR_{max} - SR_{min}) - SR_{min}/(SR_{max} - SR_{min}), 0.95]$$

(Ecuación 2)

donde $SR = (1 + IVN)/(1 - IVN)$, SR_{max} = 11.62, y SR_{min} = 1.55

La función fue propuesta por Potter *et al.,* (1993) y ajustada con parámetros locales por Grigera *et al.,* (2007b) (Ecuación 2).

Por último, se promedió la fracción absorbida estimada en cada uno de los potreros (Figura 6). Respecto al IVN, esta estimación de la fracción absorbida aumenta muy ligeramente el ajuste con la productividad (R^2=0.58, P<0.001, n=18). Nótese que se mantienen algunos desfases, por ejemplo entre febrero y abril de 2001 (Figura 6).

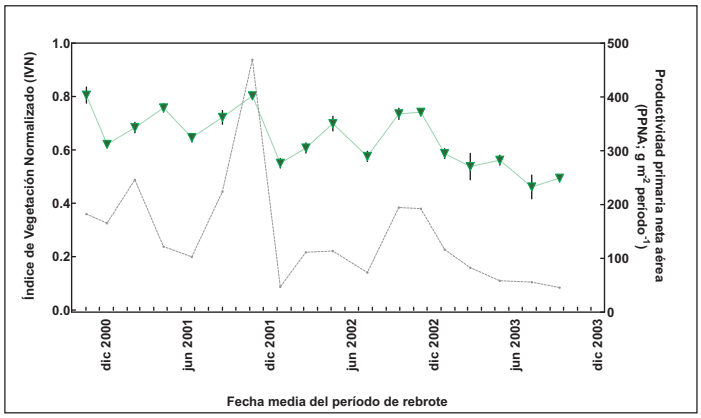


Figura 4. Índice de Vegetación Normalizado (o «Índice Verde», triángulos y línea llena) medido por el sensor MODIS en pasturas del sudoeste bonaerense (Argentina), desde octubre de 2000 a septiembre de 2003. Cada valor corresponde al promedio de cuatro pasturas en la fecha media del período de rebrote (según Figura 2). Las barras corresponden al error estándar, en algunos casos ocultas por los símbolos. La línea punteada reproduce la productividad mostrada en la Figura 2.

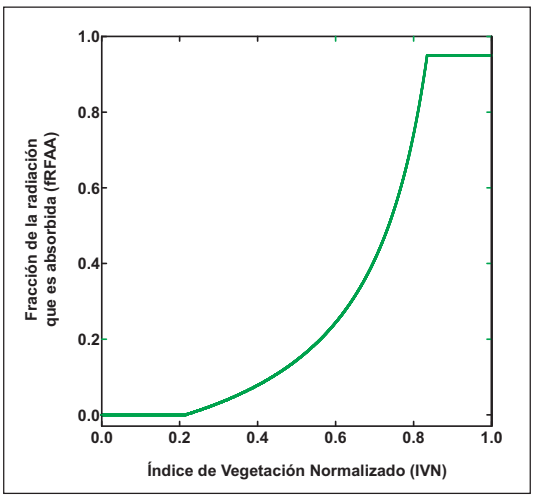


Figura 5. La línea muestra el modelo empírico para estimar la fracción de la radiación fotosinteticamente activa que es absorbida (fRFAA) a partir del Índice de Vegetación Normalizado (IVN).

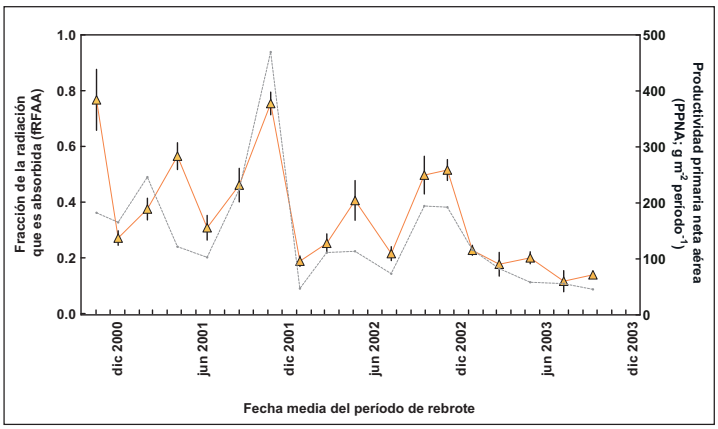


Figura 6. Fracción de la radiación fotosinteticamente activa que es absorbida (fRFAA, triángulos y línea llena) estimada a partir del Índice de Vegetación Normalizado y el modelo empírico (Figuras 3 y 4), desde octubre de 2000 a septiembre de 2003. Cada valor corresponde al promedio de cuatro pasturas del sudoeste bonaerense, Argentina, en la fecha media del período de rebrote (según Figura 2). Las barras corresponden al error estándar, en algunos casos ocultas por los símbolos. La línea punteada reproduce la productividad mostrada en la Figura 2.

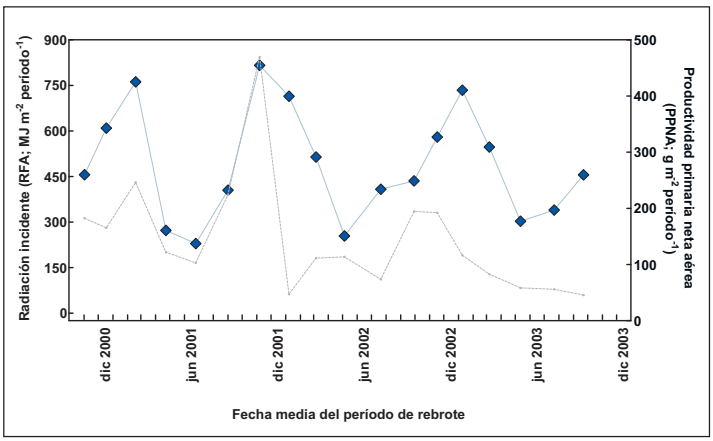


Figura 7. Radiación solar fotosintéticamente activa incidente (RFA, rombos y línea llena) medida en una estación meteorológica cercana al sitio donde se realizaron las cosechas de biomasa, en el sudoeste bonaerense, Argentina. Cada valor corresponde al acumulado durante el período de rebrote, se indican según la fecha media (según Figura 2). La línea punteada reproduce la productividad mostrada en la Figura 2.

La radiación solar total diaria incidente se obtuvo de una estación meteorológica ubicada a 5 km del potrero más cercano y a 50 km del más lejano (37° 24' 17.8''' Sur, 61° 26' 27.4'' Oeste, altitud 200 m sobre el nivel del mar). La radiación fotosintéticamente activa para cada período de rebrote (RFA, Ecuación 1, Figura 1) se calculó como la sumatoria de la solar total incidente diaria medida por la estación meteorológica multiplicada por 0.48 (McCree, 1972). La Radiación incidente acumulada varió entre mínimos de 200-300 MJ m^{-2} $período^{-1}$ y máximos de 700-800 MJ m^{-2} $período^{-1}$ correspondientes al fin del otoño-inicio del invierno y al comienzo del verano, respectivamente (Figura 7). Las dinámicas de la radiación incidente y la productividad fueron ligeramente sincrónicas (Figura 7), por lo que fue escasa la variabilidad de la productividad asociada a la radiación incidente (R^2=0.25, P=0.03, n=18). En áreas relativamente planas como la de los pastizales del Río de la Plata, la radiación solar acumulada durante períodos medianos a largos (por ejemplo un mes) depende principalmente del momento del año y la latitud. Por esta razón es que se pueden usar con razonable precisión datos de una estación meteorológica cercana no necesariamente ubicada en cada sitio de estimación de la EUR; distancias de hasta 300-400 km, incluso en sentido latitudinal, aseguran buena precisión para estos fines.

Por último, se estimó la Radiación absorbida (RFAA, Figura 1 y Ecuación 1) para cada potrero y período como el producto entre la fracción absorbida (fRFAA, Figura 6) y la radiación incidente (RFA, Figura 7). Luego, se obtuvo el promedio de RFAA para los cuatro potreros. La radiación absorbida promedio fue de 190 MJ m^{-2} $período^{-1}$, la máxima de 590 MJ m^{-2} $período^{-1}$ durante noviembre de 2001 y la mínima de 42 MJ m^{-2} $período^{-1}$ durante junio de 2003 (Figura 8). Las dinámicas de la radiación absorbida y la productividad fueron mucho más sincrónicas que respecto al Índice de Vegetación, la fracción absorbida o la Radiación incidente (Figuras 4, 6 y 7 respectivamente). La Radiación absorbida explicó muy significativamente la mayor parte de la variabilidad de la productividad (R^2=0.87, P<0.0001, n=18). En cambio, Piñeiro *et al.* (2006) muestran que el Índice de Vegetación fue tan o mejor predictor de la productividad como lo fue la Radiación absorbida. Esto fue atribuido a una correlación significativa entre el Índice de Vegetación y la Radiación incidente (r=0.56, n=21; Piñeiro *et al.,* 2006), algo que no se observó en estas pasturas (r=0, n=18).

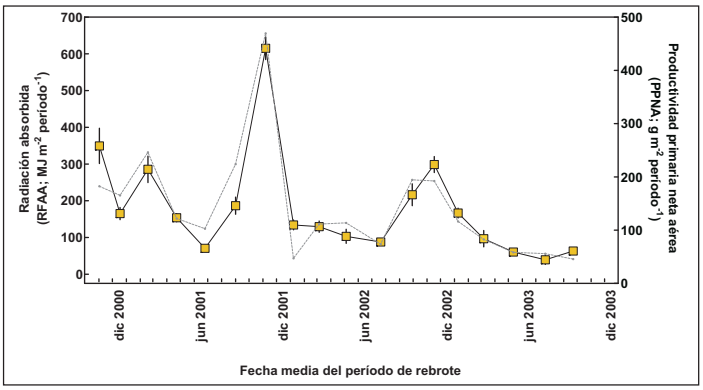


Figura 8. Radiación absorbida (RFAA, cuadrados y línea llena) por pasturas del sudoeste bonaerense, Argentina. Cada valor corresponde al promedio de cuatro pasturas en la fecha media del período de rebrote (según Figura 2). Las barras corresponden al error estándar, en algunos casos ocultas por los símbolos. La línea punteada reproduce la productividad mostrada en la Figura 2.

Estimación de la EUR de pasturas

La EUR se estimó de dos maneras (Figura 1). La primera como el cociente entre la productividad y la radiación absorbida para cada fecha. De este modo, se tiene una estimación de EUR para cada período para el que se cuente con estimaciones de radiación absorbida y productividad (Figura 1). La EUR varío entre un mínimo de 0.3 g MJ^{-1} en enero de 2001 a un máximo de 1.3 g MJ^{-1} en dos de los tres julios analizados (2001 y 2003; Figura 9), valores muy similares al de otra estimación de EUR en pastizales de la región (Piñeiro *et al.,* 2006). La EUR promedio fue de 0.82 g MJ^{-1} (Figura 9), algo menor a la EUR de 1.02 g MJ^{-1} estimada en una sabana dominada por gramíneas con síndrome fotosintético C_4 (Le Roux *et al.,* 1997). La ventaja de calcular la EUR de este modo radica en que permite conocer su variabilidad entre meses, estaciones y años. En cambio, si el cálculo de EUR es para calibrar el modelo de Monteith (1972) y hacer estimaciones independientes de productividad, sería más razonable usar una estimación de EUR que minimice el error de predicción, algo que el uso del promedio no garantiza (por ej. 0.82 g MJ^{-1}, Figura 9).

El segundo modo de estimación de la EUR fue mediante un modelo de ajuste entre la productividad y la radiación absorbida (Figura 2). Se utilizó un modelo de regresión lineal simple con la productividad como variable predicha (eje «y») y la radiación absorbida como variable predictora (eje «x») (Le Roux *et al.,* 1997). Si la ordenada al origen del modelo lineal resulta igual o no significativamente distinta de cero, entonces la pendiente del modelo es la EUR (Verón *et al.,* 2005). La EUR así calculada sería parecida a la calculada según el promedio de los cocientes (Figura 9), con la ventaja de que la primera minimiza el error de predicción. En cambio, si la ordenada al origen es positiva la pendiente es una subestimación de la EUR. Esto es porque el modelo predice productividad positiva con radiación absorbida igual a cero (la EUR tiende a infinito). Si la ordenada es negativa la pendiente sobreestima la EUR. En

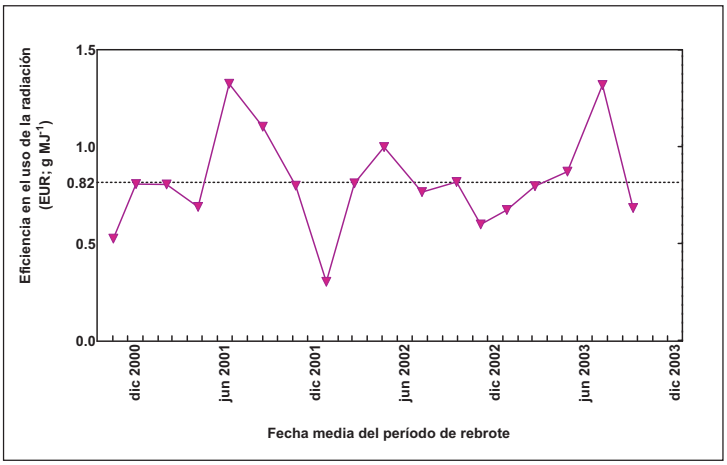


Figura 9. Eficiencia en el uso de la radiación de pasturas (EUR, Ecuación 1) calculada como el cociente entre la productividad y la radiación absorbida (Figura 1), desde octubre de 2000 a septiembre de 2003. Cada valor corresponde al promedio de cuatro pasturas en la fecha media del período de rebrote (según Figura 2). La línea punteada indica el promedio general (n=18).

este caso porque el modelo predice productividad igual a cero con radiación absorbida positiva (la EUR tiende a menos infinito). En ambos casos, el error de estimación de la EUR es mayor con valores bajos de radiación absorbida que con valores altos (Verón *et al.,* 2005). De todos modos, si el objetivo es calibrar el modelo de Monteith (1972) y estimar la productividad a partir de RFAA y EUR (Ecuación 1), lo conveniente es resolver el modelo de ajuste y utilizarlo como tal, que en el caso de ajustes lineales será con una pendiente y ordenada al origen dadas. Como era de esperar a partir de la Ecuación 1, la productividad estuvo positivamente asociada con la radiación absorbida (Figura 10). La radiación absorbida explicó el 87% de la variabilidad de la productividad (R^2=0.87, n=18). La pendiente del modelo fue igual a 0.7 g MJ^{-1} (P<0.0001) y la ordenada al origen igual a 22.3 g m^{-2} $período^{-1}$ no significativamente distinta de cero (P=0.15). Por lo explicado antes, esta pendiente calculada es la estimación de la EUR que minimiza el error de predicción de la productividad. La desventaja de calcular la EUR de este modo es que se pierde el detalle de la variación intra e interanual (Figura 9).

El método de estimación de la EUR presentado plantea un desafío metodológico. Por un lado, el método de estimación de la productividad con jaulas puede no ser el más apropiado (ver Oesterheld *et al.,* 2011 en este número). Las cosechas de biomasa se realizan en unos pocos metros cuadrados que no están siendo pastoreados. En cambio, los datos provistos por el satélite provienen de un píxel de casi 6 ha bajo pastoreo. Esta diferente escala de medición podría determinar que la estimación de la EUR sea errónea y el modelo calibrado tenga bajo valor predictivo. Para este caso de las pasturas de loma, el error de predicción del modelo fue evaluado con datos independientes de productividad y resultó relativamente bajo (ver más abajo), probablemente porque las cosechas tuvieron un aceptable número repeticiones y porque el crecimiento de la pastura dentro de las jaulas fue similar al del resto del área bajo pastoreo cubierta por el píxel. De todos modos, en condiciones de pastoreo continuo es imprescindible el uso de jaulas para la estimación de productividad (ver Oesterheld *et al.,* en este volumen). En potreros con pastoreo rotativo, una alternativa metodológica que salve este problema es el de diseñar un plan de cortes que se acople al movimiento de los animales y prescinda del uso de jaulas. Para esto habría que diseñar una parcela de pastoreo que incluya al menos un píxel MODIS de interés. Las cosechas de biomasa deberían hacerse después que los animales abandonen la parcela y antes que vuelvan a entrar. La diferencia entre ambas disponibilidades de biomasa será una estimación de la productividad durante el período entre pastoreos. Entonces, el desafío metodológico a resolver es el de asumir cierto error a costa de un trabajo de campo más sencillo (uso de jaulas) o lograr mayor precisión y grado de realismo a costa de un método más complejo (cosechas de biomasa según movimiento de animales en parcelas de pastoreo).

La estimación de la EUR se puede realizar, con ciertos recaudos, a partir de cosechas de biomasa hechas en el pasado. El sensor MODIS cubre diariamente toda la superficie terrestre desde febrero de 2000 al presente, y las imágenes están disponibles gratis en un sitio de Internet (http://lpdaac.usgs.gov/main.asp). Entonces, podría hacerse una estimación de la EUR si se cuenta con un conjunto de datos de cortes de biomasa

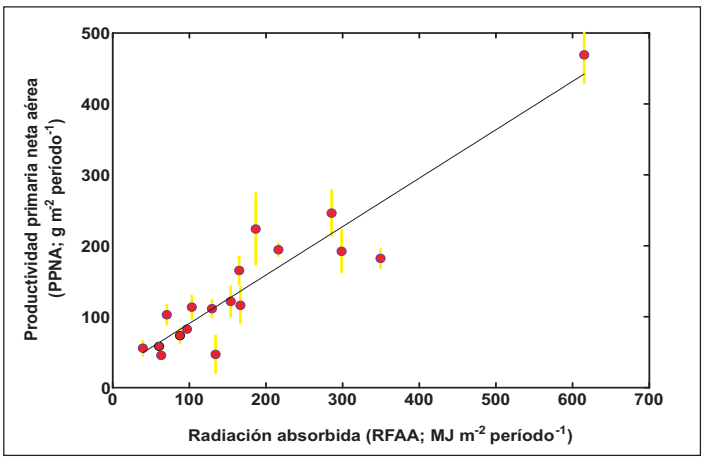


Figura 10. Modelo de ajuste lineal entre la productividad y la radiación absorbida para el cálculo de la EUR de pasturas de loma del sudoeste bonaerense, Argentina (Figura 8). Las barras corresponden al error estándar, en algunos casos ocultas por los símbolos.
PPNA = 0.7 RFAA + 22.3; n=18; R^2=0.87; P<0.0001.

hechos durante estos años, si se conoce con relativa exactitud el sitio donde se realizaron los cortes, y si las áreas son los suficientemente grandes (>15-20 ha) como para elegir al menos un píxel MODIS. Si las cosechas no son propias, en todo este proceso es de crucial importancia contar con la ayuda del/los responsable/s, sobre todo si se trata de datos inéditos, tanto para asegurar que se trata de biomasa correctamente secada en estufa como para descartar eventuales datos erróneos y elegir el/los píxel/es que mejor representen el recurso forrajero relevado.

Aplicaciones y perspectivas

La EUR estimada según el modelo lineal (Figura 10) se utilizó para estimar la productividad en pasturas similares que no participaron de la calibración. Se utilizó el Sistema de seguimiento forrajero (ver Paruelo *et al.,* en este volumen) que estimó la productividad desde febrero de 2000 hasta mediados de 2009, con detalle mensual y para cada uno de 89 potreros seleccionados en la región con pasturas de loma (Figura 11). Nótese que la estimación de la EUR se realizó con datos de 2000-2003 mientras que las estimaciones de productividad a partir del modelo calibrado abarcan todo el período para el que hasta este momento se dispone de imágenes MODIS (2000-2009).

A partir de este tipo de información (Figura 11), los usuarios la utilizan de acuerdo a sus objetivos y creatividad. Para sistemas ganaderos, habitualmente se utiliza la información como base para el balance forrajero, y los análisis que de él se derivan se pueden dividir en aquellos cuyo objetivo es tomar decisiones de manejo en tiempo real y en aquellos que tratan de explicar resultados productivos de campañas anteriores (Grigera *et al.,* 2007a, Grigera *et al.,* 2007b). Para sistemas de áreas protegidas, la información puede utilizarse para confeccionar mapas de heterogeneidad espacial de la productividad, analizar tendencias temporales en el funcionamiento de la vegetación, aplicar sistemas de alerta temprana de detección de cambios ecosistémicos y evaluar la idoneidad de la protección del área en términos del funcionamiento de la vegetación que alberga (Garbulsky y Paruelo 2004, Alcaraz *et al.,* 2008, Oyarzabal *et al.,* 2008, Altesor *et al.,* 2009).

Contar con estimaciones locales de EUR permite calcular con razonable precisión la productividad de grandes áreas a partir de sensores remotos. Grigera *et al.,* (2007a) hicieron evaluaciones formales de la precisión del modelo calibrado (Figura 10). Encontraron que los valores observados versus los predichos se asociaban positiva y significativamente, y que la predicción sobrestimaba solo en un 6% la productividad (R^2=0.87, cuadrado medio del error = 49 g m^{-2} 60 días^{-1}, error promedio = 6%). Grigera *et al.,* (2007a) también evaluaron mediante encuestas la información generada por el modelo calibrado para 250.000 ha totales. Los usuarios relativamente más frecuentes y numerosos fueron asesores profesionales. Ellos utilizan la información de productividad al menos una vez cada tres meses para realizar, controlar y/o corregir el balance forrajero del ciclo productivo en curso, y también la utilizan con frecuencia anual para analizar los resultados del ciclo productivo anterior. En cambio, el número de usuarios entre productores ganaderos fue menor, encontraron elevada complejidad, baja precisión y dificultades en utilizar información de productividad forrajera para tomar decisiones (Grigera *et al.,* 2007a).

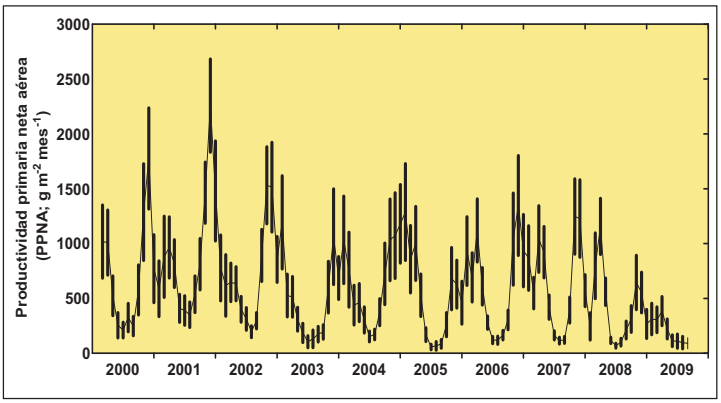


Figura 11. Productividad primaria neta aérea estimada a partir de la EUR calculada en este Capítulo y de datos provistos por una estación meteorológica y el sensor MODIS en 89 pasturas de loma del sudoeste bonaerense (7.500 ha), desde febrero de 2000 hasta agosto de 2009. Se indican valores mensuales promedio. Las barras son el desvío estándar.

La estimación de la EUR plantea una serie de desafíos de investigación aún sin resolver. Ante la falta de conocimiento más detallado, la EUR puede suponerse constante en el modelo para calcular la productividad forrajera de ese recurso en ese ambiente, tal como fue detallado más arriba (Figura 10). Sin embargo, existen variaciones intra e interanuales de la EUR probablemente asociadas a niveles de estrés (por ejemplo (Nouvellon *et al.,* 2000, Piñeiro *et al.,* 2006). Por lo tanto, predecir el efecto del estrés hídrico o nutricional, por ejemplo, sobre la EUR permitiría avanzar hacia un modelo más mecanístico y posiblemente más preciso. También, conocer en mejor medida cómo la EUR está afectada por la composición florística podría mejorar las estimaciones de productividad.

Caja 1. Estimaciones de Eficiencia en el Uso de la Radiación (EUR) en pastizales naturales de la región de Basalto

Oyarzabal, M.[1]; Vallejos, M.[1]; Pereira, M.[2] ; Paruelo, J.M.[1]

Entre julio de 2007 y julio de 2009 se realizaron cosechas de biomasa en 4 lotes de campo natural ubicados en 3 sitios de la cuesta basáltica (Figura 12). Los sitios difieren tanto en términos de las comunidades dominantes como en las características edáficas. En términos generales los lugares de muestreo corresponden a áreas de suelos de basalto profundos (BP), medios (BM) y superficiales (BS). Las estimaciones de productividad primaria neta aérea (PPNA) y de radiación fotosinteticamente activa absorbida por los tejidos verdes (RFAA) se derivaron de manera análoga a la descripta en este Capítulo. La estimación de Eficiencia en el Uso de la Radiación (EUR) se realizó en este caso a partir del cálculo del cociente de PPNA y RFAA (Figura 1).

[1] Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección – LART, IFEVA, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires/CONICET. Av. San Martín 4453, C1417DSE Buenos Aires, Argentina.
[2]Instituto del Plan Agropecuario. Salto. Uruguay.

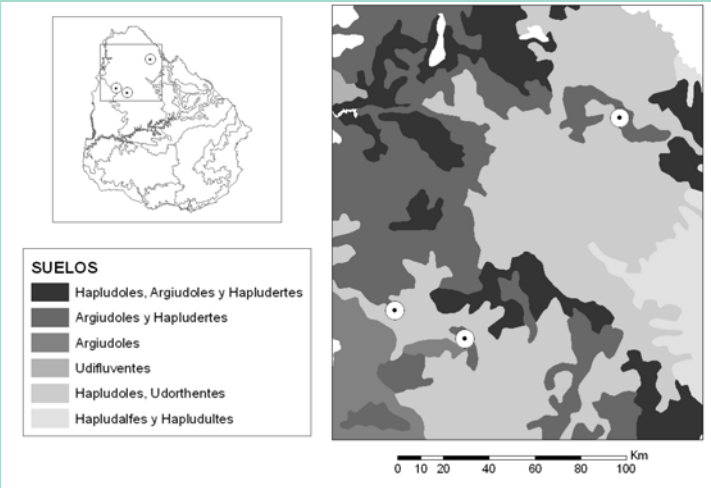


Figura 12. Ubicación de los sitios de muestreos en la región de la Cuesta Basaltica.

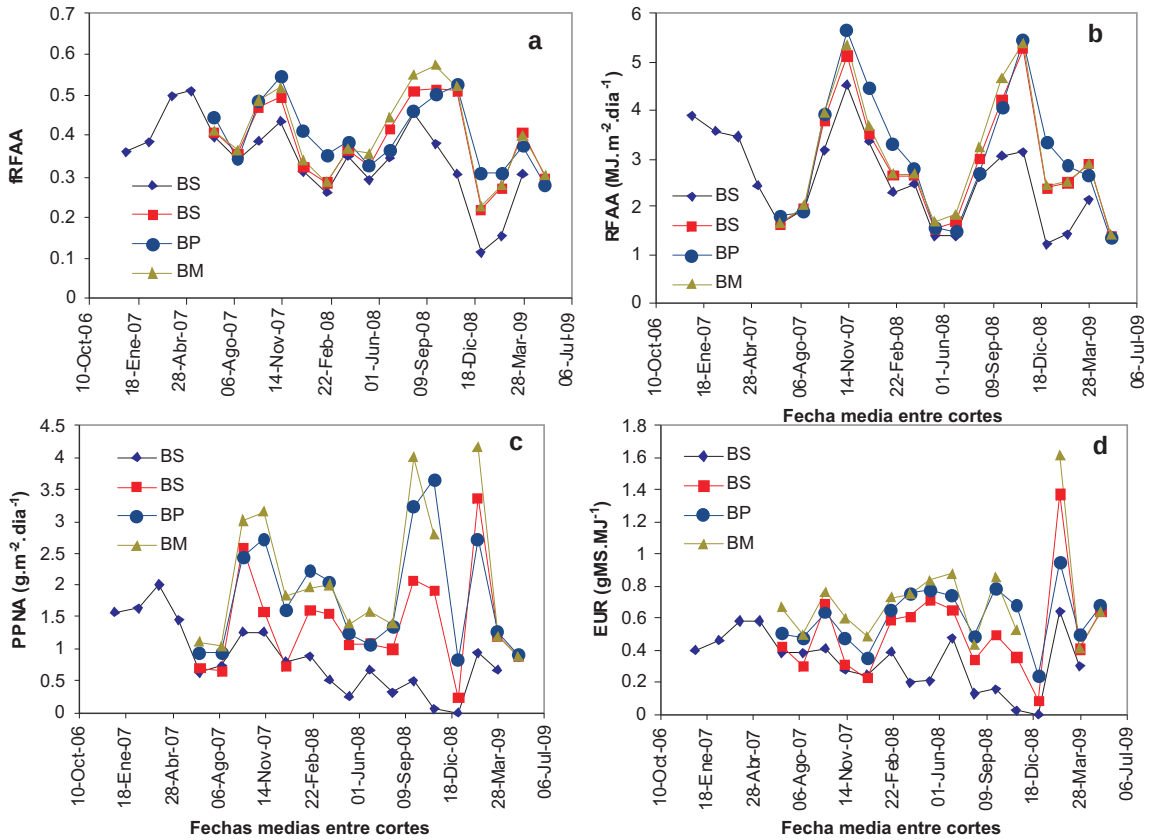


Figura 13. Dinámica estacional de la fracción de la radiación fotosinteticamnete activa absorbida por los tejidos verdes (fRFAA), cantidad total de radiación absorbida (RFAA), productividad primaria neta aérea (PPNA) y eficiencia en el uso de la radiación (EUR) para 4 lotes muestreados en la región de la Cuesta Basáltica correspondientes a suelos superficiales (BS), profundos (BP) y medios (BM).

La Figura 13 muestra la dinámica temporal de la fracción de radiación fotosinteticamente activa absorbida por la vegetación (fRFAA), la cantidad total de RFA absorbida (RFAA), la EUR y la PPNA. La fRFAA (Figura 13a) muestra una clara dinámica estacional con picos de máxima durante la primavera y picos secundarios en otoño. Si bien se observan diferencias entre sitios asociadas a la profundidad del suelo (particularmente para uno de los sitios y desde septiembre de 2008), los cambios en esta variable estuvieron altamente correlacionados. Los valores extremos de fRFAA alcanzaron a casi 60 % de la radiación incidente. La cantidad total de energía absorbida (RFAA, Figura 13b) presenta picos primaverales aún más marcados asociados no sólo a una mayor fracción de radiación absorbida sino a la mayor cantidad de energía incidente. En los valores de PPNA (Figura 13c) se reconoce la misma dinámica estacional de la fRFAA con picos muy marcados en primavera y otros de menor cuantía en otoño. Las diferencias en PPNA entre sitios parece asociarse a las diferencias en profundidad de los suelos, siendo la vegetación de los suelos superficiales menos productiva que la de los medios y profundos. Las diferencias entre sitios observadas en PPNA son evidentes también en EUR (Figura 13d). Los valores de EUR muestran un rango de variación similar a los observados para pasturas en la región (Figura 9) si bien las medias son menores (0.71 y 0.33 g MS.MJ^{-1}para el sitio más productivo y menos productivo respectivamente, Figura 14). Los resultados preliminares presentados aquí muestran que las diferencias en PPNA entre sitios se asociarían más a cambios en EUR que en área foliar (o fRFAA). La importancia relativa de especies más xerofíticas y/o las respuestas fisiológicas de las plantas al estrés hídrico en suelos superficiales (por ejemplo la reducción de la conductancia estomática y foliar) reducirían la difusión de CO_2 y la fijación de C por unidad de área foliar reduciendo así la EUR. Un análisis preliminar muestra que los menores valores de EUR se asocian a los períodos de máximo estrés hídrico. Esto también se verifica en el ejemplo presentado en el texto, en donde los menores valores de EUR ocurrieron en verano

(Figura 9). Piñeiro *et al.* (2006) presentan un modelo de variación estacional de EUR en función de la precipitación efectiva y la temperatura mensual. La EUR aumenta con la disponibilidad hídrica y tiene una relación de tipo óptimo con la temperatura. Si bien no contamos con los datos meteorológicos, la variación estacional de la EUR observada en este conjunto de datos resulta compatible con el modelo propuesto por Piñeiro *et al.* (2006).

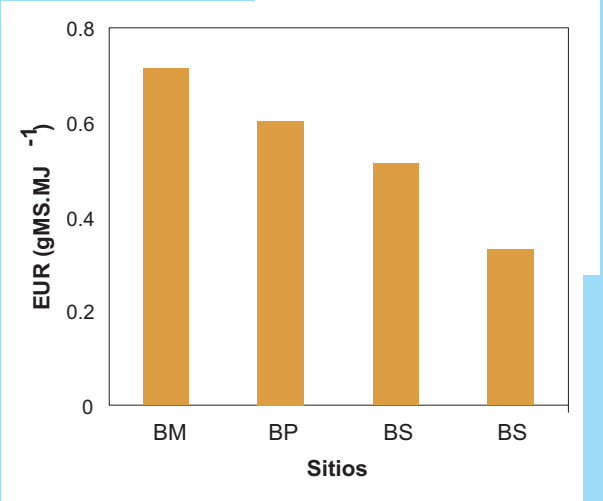


Figura 14. Valores promedio de Eficiencia en el Uso de la Radiación para los cuatro sitios estudiados.

AGRADECIMIENTOS

María Vallejos colaboró en el manejo del SIG, los datos provistos por MODIS y la base de datos relacional.

BIBLIOGRAFÍA

ALCARAZ, D.; BALDI, G.; DURANTE, P.; GARBULSKY, M. F. 2008. Análisis de la dinámica temporal del NDVI en áreas protegidas: tres casos de estudio a distintas escalas espaciales, temporales y de gestión. Ecosistemas 17:108-117.

ALTESOR, A.; BAEZA, S.; BAGNATO, C.; PARUELO, J. M.; PEZZANI, F. 2009. Caracterización y cartografía de los pastizales de la zona de planificación para el área protegida Laureles-Cañas. In 6° Encuentro Nacional de Ecoturismo y Turismo Rural, V Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas, TURAP, Montevideo.

BRADFORD, J. B.; HICKE, J. A.; LAUENROTH, W. K. 2005. The relative importance of light-use efficiency modifications from environmental conditions and cultivation for estimation of large-scale net primary productivity. Remote Sensing of Environment 96:246-255.

FIELD, C. B.; RANDERSON, J. T.; MALMSTRÖM, C. M. 1995. Global net primary production: Combining ecology and remote sensing. Remote Sensing of Environment 51:74-88.

GAMON, J. A.; FIELD, C.B.; GOULDEN, M.L.; GRIFFIN, K.L.; HARTLEY, A.E.; JOEL, G.; PEÑUELAS, J.; VALENTINI, R. 1995. Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis, in three Californian vegetation types. Ecological Applications 5:28-41.

GARBULSKY, M. F.; PARUELO, J. M. 2004. Remote sensing of protected areas to derive baseline vegetation functioning characteristics. Journal of Vegetation Science 15:711-720.

GARBULSKY, M. F.; PEÑUELAS, J.; OURCIVAL, J. M.; FILELLA, I. 2008. Estimación de la eficiencia del uso de la radiación en bosques mediterráneos a partir de datos MODIS. Uso del Índice de Reflectancia Fotoquímica (PRI). Ecosistemas 17:89-97.

GRIGERA, G.; OESTERHELD, M.; DURANTE, M.; PACÍN, F. 2007a. Evaluación y seguimiento de la productividad forrajera. Revista Argentina de Producción Animal 27:137-148.

GRIGERA, G.; OESTERHELD, M.; PACÍN, F. 2007b. Monitoring forage production with MODIS data for farmers' decision making. Agricultural Systems 94:637-648.

LE ROUX, X.; GAUTHIER, H.; BEGUE, A.; SINOQUET, H. 1997. Radiation absorption and use by humid savanna grassland: assessment using remote sensing and modelling. Agricultural and Forest Meteorology 85:117-132.

MCCREE, K. J. 1972. Test of current definitions of photosynthetically active radiation against leaf photosynthesis data. Agricultural Meteorology 10:442-453.

MONTEITH, J. 1972. Solar Radiation and Productivity in Tropical Ecosystems. Journal of Applied Ecology 9:747-766.

NOUVELLON, Y.; SEEN, D. L.; RAMBAL, S.; BÉGUÉ, A.; MORAN, M. S.; KERR, Y.; QI, Y J. 2000. Time course of radiation use efficiency in a shortgrass ecosystem: Consequences for remotely sensed estimation of primary production. Remote Sensing of Environment 71:43-55.

OESTERHELD, M.; PARUELO, J. M.; OYARZABAL, M. 2011. Estimación de la productividad primaria neta aérea a partir de diferencias de biomasa y de integración de la radiación absorbida. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

OYARZABAL, M.; OYONARTE, C.; GIORNO, A. 2008. Propuesta de un sistema de seguimiento y alerta para la gestión de espacios protegidos: el caso del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería, España). Ecosistemas 17:98-107.

PARUELO, J. M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. Ecosistemas 17:4-22.

PARUELO, J. M.; EPSTEIN, H. E.; LAUENROTH, W. K.; BURKE, I. C. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the United States. Ecology 78:953-958.

PARUELO, J. M.; OESTERHELD, M.; DI BELLA, C. M.; ARZADUM, M.; LAFONTAINE, J.; CAHUEPÉ, M.; REBELLA, C. M. 2000. Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data. Applied Vegetation Science 3:189-195.

PARUELO, J.M.; OYARZABAL, M.; OESTERHELD, M. 2011. El Seguimiento de los recursos forrajeros mediante sensores remotos: bases y aplicaciones. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

PEARCY, R. W. 1989. Radiation and light measurements. Páginas 97-116 *en* R. W. Pearcy, J. Ehleringer, H. A. Mooney, y P. W. Rundel, editores. Plant Physiological Ecology: Field Methods and Instrumentation. Chapman and Hall, New York.

PIÑEIRO, G.; OESTERHELD, M.; PARUELO, J. M. 2006. Seasonal variation in aboveground production and radiation use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. Ecosystems 9:357-373.

POTTER, C. S.; RANDERSON, J. T.; FIELD, C. B.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; KLOOSTER, S. A. 1993. Terrestrial ecosystem production: A process model based on global satellite and surface data. Global Biochemical Cycles 7:811-841.

RUIMY, A.; SAUGIER, B.; DEDIEU, G. 1994. Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data. Journal of Geographycal Research 99:5263-5283.

RUNNING, S. W.; NEMANI, T. P. E.; GLASSY, J. M. 2000. Global terrestrial gross and net primary productivity from the Earth Observing System. Páginas 44-57 en O. E. Sala, R. B. Jackson, H. A. Mooney, y R. W. Howarth, editores. Methods in ecosystem science. Springer-Verlag New York, Inc.

RUSSELL, G.; JARVIS, P. G.; MONTEITH, J. L. 1989. Absorption of radiation by canopies and stand growth. Páginas 21-39 en B. M. G. Russell, y P. G. Jarvis, editores. Plant Canopies: Their Growth, Form and Function. Cambridge University Press, Cambridge.

SELLERS, P. J. 1985. Canopy Reflectance, Photosynthesis and Transpiration. International Journal of Remote Sensing 6:1335-1372.

SELLERS, P. J.; BERRY, J. A.; COLLATZ, G. J.; FIELD, C. B.; HALL, F. G. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme. Remote Sensing of Environment 42:187-216.

TRAPANI, N.; HALL, A. J.; SADRAS, V. O.; VILELLA, F. 1992. Ontogenic changes in radiation use efficiency of sunflower (*Helianthus annus* L.) crops. Field Crops Research 29:301-316.

TURNER, D. P.; URBANSKI, S.; BREMER, D.; WOFSY, S. C.; MEYERS, T.; GOWER S. T.; GREGORY, M. 2003. A cross-biome comparison of daily use efficiency for gross primary production. Global Change Biology 9:383-395.

VERÓN, S. R.; OESTERHELD, M.; PARUELO, J. M. 2005. Production as a function of resource availability: Slopes and efficiencies are different. Journal of Vegetation Science 16:351-354.

CAPÍTULO IX. El seguimiento de los recursos forrajeros mediante sensores remotos: bases y aplicaciones

Paruelo, J.M.[1,2,3]; Oyarzabal, M.[1]; Oesterheld M.[4]

[1]Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección. IFEVA-Facultad de Agronomía, UBA y CONICET. Av. San Martín 4453. 1417 – Buenos Aires. ARGENTINA.
paruelo@agro.uba.ar
[2]Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. Facultad de Agronomía – UBA. Av. San Martín 4453. 1417 – Buenos Aires. ARGENTINA.
[3]Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias UDELAR.
[4]Cátedra de Ecología. Facultad de Agronomía – UBA. Av. San Martín 4453. 1417 – Buenos Aires. ARGENTINA, CONICET.

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

El manejo de los recursos forrajeros es un elemento central en la generación de sistemas ganaderos sostenibles. La disponibilidad de información sobre la productividad primaria neta aérea (PPNA) en tiempo real y con una cobertura espacial completa permitiría mejorar sensiblemente la planificación del uso de los recursos y el monitoreo de la variabilidad espacial y temporal de la disponibilidad forrajera. En este capítulo, describimos un sistema de seguimiento de la productividad forrajera basado en sensores remotos y presentamos algunos ejemplos del uso de esta información como soporte de decisiones en sistemas ganaderos. El sistema se apoya en un sólido modelo conceptual que calcula la PPNA a partir de la radiación fotosintéticamente activa incidente, la fracción de esa radiación absorbida por los tejidos verdes (estimada a partir del Índice de vegetación Normalizado provisto por sensores a bordo de satélites) y la eficiencia en el uso de la radiación. El uso de los datos generados por el sistema permite aplicaciones tanto a nivel predial como regional y constituiría un insumo de particular importancia en el diseño de sistemas ganaderos sostenibles, en la preservación del nivel de provisión de Servicios Ecosistémicos en pastizales naturales, en la planificación regional y la implementación de manejos adaptativos.

INTRODUCCIÓN

Para un correcto manejo de los sistemas ganaderos es necesario conocer la productividad forrajera. Esta productividad en ocasiones se denomina tasa de crecimiento del forraje y está directamente relacionada con la productividad primaria neta aérea (PPNA). La información sobre la productividad de una pastura, pastizal o cualquier otro tipo de vegetación bajo uso ganadero es fundamental para, por un lado, establecer la carga animal adecuada (Oesterheld *et al.,* 1998); y por otro, para planificar y manejar los excesos y déficits de forraje. La PPNA es a su vez una variable integradora del funcionamiento ecosistémico y determina el nivel de provisión de muchos servicios ecosistémicos (Costanza *et al.,* 1998). A pesar de la importancia de esta variable en la producción, hay muy poca información disponible sobre su variación entre tipos de recursos, en el espacio o en el tiempo (ver Paruelo *et al.,* 2010). La falta de datos de PPNA se

debe, fundamentalmente, a la dificultad de estimarla a campo y de extrapolar las escasas estimaciones disponibles a otras situaciones (ver Oesterheld *et al.,* 2011 este número). Los modelos de estimación de la PPNA basados en los datos aportados por los sensores remotos (Paruelo *et al.,* 1997, Running *et al.,* 2000, Paruelo *et al.,* 2000, Piñeiro *et al.,* 2006) permiten cubrir esta falta de información al generar estimaciones espacialmente explícitas, con una cobertura total del territorio y para períodos relativamente extensos (varios años).

La estimación de la PPNA es un paso crítico en el manejo de los recursos forrajeros. Sin embargo, para que esta información tenga un impacto en los sistemas ganaderos esta información tiene que, en primer lugar, estar disponible para técnicos y productores rápidamente y, en segundo lugar, debe existir un marco técnico para que esa información pueda traducirse en decisiones de manejo. En este capítulo, describimos un sistema de seguimiento de la productividad forrajera basado en sensores remotos y presentamos algunos ejemplos del uso de esta información como soporte de decisiones en sistemas ganaderos.

FUNDAMENTOS DEL SISTEMA DE SEGUIMIENTO DE LA PRODUCTIVIDAD FORRAJERA MEDIANTE SENSORES REMOTOS

El sistema de seguimiento de la productividad primaria aérea del recurso forrajero se basa en una modelo originalmente planteado por Monteith (1972). Este establece que la productividad primaria neta aérea (PPNA), o sea la cantidad de materia seca acumulada en un periodo de tiempo y por unidad de superficie, kg ha^{-1} mes^{-1}) está determinada por la cantidad de radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) por los tejidos verdes de las plantas y la eficiencia con que esa energía es transformada en materia seca aérea (EUR):

$$PPNA\ (kg\ MS.mes^{-1}.ha^{-1}) = RFAA\ (MJ.\ mes^{-1}.ha^{-1})\ .\ EUR\ (kg\ MS.\ MJ^{-1}) \quad (1)$$

A su vez, la RFAA es el producto entre la radiación fotosintéticamente activa incidente (medida en estación meteorológica) y la fracción de ésta que es absorbida por las hojas verdes (fRFA), que depende de la cantidad y disposición espacial del área foliar. La fRFA puede ser estimada con razonable precisión a partir de la teledetección y esa relación es el vínculo entre la productividad forrajera y los sensores remotos (Sellers *et al.,* 1992). El índice de vegetación normalizado (IVN) es el más común entre los índices que se calculan a partir de datos espectrales para el seguimiento de la vegetación. Para algunos sensores es posible calcular índices que incorporan otras bandas y que permiten reducir los efectos atmosféricos sobre la señal (por ejemplo el Indice de Vegetación Mejorado, IVM). El IVN o el IVM están directamente relacionados con la fRFA. El IVN se calcula como: $IVN = (\rho ir-\rho r)/(\rho r + \rho ir)$, donde ρr y ρir son las reflectancias (proporción de la radiación incidente que es reflejada) de la superficie en la longitud del rojo y el infrarrojo cercano, respectivamente. El IVM incorpora una corrección a partir de la banda correspondiente al azul. La clorofila y otros pigmentos de la vegetación verde absorben intensamente la radiación visible (especialmente en la longitud de onda del rojo), utilizándola para la fotosíntesis. La estructura interna de la hoja determina que la vegetación refleje la mayor parte de la radiación en la zona del infrarrojo cercano (Paruelo, 2008). Esto determina que la vegetación fotosintetizante tenga valores altos de IVN o IVM y el suelo desnudo bajos valores.

La Eficiencia en el Uso de la Radiación (EUR) describe cuánto de la radiación absorbida por los pigmentos es utilizada en la fijación de CO_2. La EUR puede ser estimada usando distintas aproximaciones. Por un lado puede ser estimada a partir de índices espectrales (el Índice de Reflectancia Fotoquímico) (ver Garbuslky *et al.,* 2008). Por otro, puede estimarse a partir de despejar este factor en la ecuación propuesta por Monteith (ecuación 1). Para ello es necesario contar con estimaciones independientes de la productividad forrajera y la radiación absorbida. Este proceso de calibración del modelo de Monteith a

partir del cálculo de la EUR se describe en el capítulo de Oyarzabal *et al.* (2011, este número). La EUR varía con el tipo de recurso forrajero considerado y estacionalmente en función de la disponibilidad de agua y de la temperatura (Piñeiro *et al.,* 2006). La EUR es mucho menos variable que la RFAA para un recurso forrajero determinado y, ante la falta de conocimiento más detallado, puede suponerse constante en el modelo para calcular la productividad forrajera de ese recurso en ese ambiente. Para algunos recursos se cuenta con modelos que calculan estacionalmente la EUR a partir de variables ambientales (Piñeiro *et al.,* 2006).

Hasta hace unos pocos años, la teledetección de la fRFA de forma continua en el tiempo y a nivel de lote estuvo limitada por la baja resolución espacial (píxeles muy grandes) de algunos sensores (por ej. AVHRR/NOAA) o de la baja resolución espacial de otros (por ej. Landsat). El sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), a bordo de los satélites Terra y Aqua de la NASA, es un instrumento superador porque combina alta resolución espacial y temporal (tamaño de píxel <6 ha y frecuencia de observación de un mismo sitio prácticamente diaria) con georeferenciación, correcciones atmosféricas y detección de nubosidad notablemente mejoradas respecto de los sensores utilizados anteriormente. Estas características son requisitos básicos para poder realizar un seguimiento de los recursos forrajeros a la escala de unidad de manejo.

FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA DE SEGUIMIENTO FORRAJERO

El sistema de seguimiento (ver Grigera *et al.,* 2007a, 2007b) consta de un sistema de información geográfica (SIG) que incluye un archivo vectorial de los contornos y las subdivisiones internas de los establecimientos o las áreas incluidos en el análisis. A cada una de esas subdivisiones (polígonos en un SIG) se le puede asociar información acerca del tipo de cobertura, manejo, índice CONEAT, etc. Esta información puede ser aportada por el productor o derivarse de otras fuentes (cartografía existente, relevamientos específicos, datos espectrales de otro tipo, etc.). El sistema incorpora a su vez información de radiación incidente (RFA), índices de vegetación (IVN), coeficientes de eficiencia en el uso de la radiación (EUR, calibrados con cosechas de biomasa específicamente para los recursos de cada zona). A partir de esta información, una serie de cálculos internos generan estimaciones de productividad o de radiación absorbida mensual (en los casos en que la EUR no ha sido caracterizada) para cada lote (Figura 1). Un software (*Segf,* Programador, Víctor Suárez) específicamente desarrollado maneja y almacena la información en una base de datos relacional y tiene implementados los procedimientos de carga de datos y cálculo en rutinas programadas.

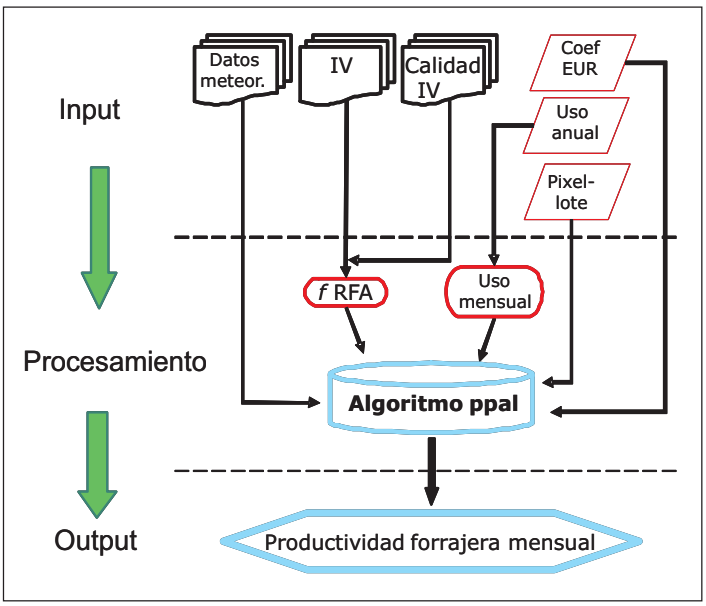


Figura 1. Diagrama de flujo de los principales procesos de cálculo del sistema de seguimiento de la productividad forrajera. El algoritmo principal está basado en la lógica de la eficiencia en el uso de la radiación (EUR). Algunas entradas son actualizadas mensualmente (ícono de varias capas) y otros con menor frecuencia (íconos de una sola capa), por ejemplo el uso anual es actualizado anualmente y los coeficientes de EUR son actualizados solo si se genera nueva información al respecto. IV, índice de vegetación; Calidad IV, información de calidad de las imágenes satelitales (presencia de aerosoles y/o nubosidad); f RFA, fracción de la radiación fotosintéticamente activa incidente absorbida por la vegetación. Tomado de Grigera *et al.,* 2007 con modificaciones.

Las estimaciones de productividad forrajera son generadas alrededor del día 15 de cada mes, una vez incorporada la información meteorológica y satelital del mes inmediatamente anterior. Los resultados son volcados a la base de datos y puestos a disposición de los usuarios de dos maneras. A nivel de establecimiento y lote para los productores que contribuyen al proyecto (llamados usuarios registrados) y a nivel zonal para cualquier usuario (llamados usuarios genéricos).

¿PARA QUÉ SE USA EL SEGUIMIENTO FORRAJERO?

La exploración de las posibilidades de seguimiento forrajero no es un ejercicio acotado al ámbito académico. Por el contrario, el desarrollo de aplicaciones y su implementación requiere del concurso de técnicos, asesores, extensionistas y productores. El trabajo conjunto de los investigadores y de aquellos que trabajan directamente ligados a la producción, al manejo de los recursos naturales y a la planificación es esencial ya que los datos espectrales por si solos son insuficientes para un análisis en profundidad. La información aportada por el sistema debe complementarse con datos acerca de la demanda forrajera, del tipo de producción, de distintos aspectos del manejo y de la producción. Entre las aplicaciones específicas que tendrían más potencial se destacan:

- El análisis de campaña ganadera: se incorpora la información de producción forrajera, antes inexistente o muy indirecta, al análisis de los resultados productivos de uno o más establecimientos ganaderos.
- Balance y presupuesto forrajero: a partir de la información de producción forrajera específica para el establecimiento y un número de años, se construye el balance y presupuesto forrajero de los establecimientos.
- Decisiones de corto plazo sobre ocupación de lotes: a partir de la información de producción forrajera se determina el tiempo de ocupación con el ganado para un determinado escenario de biomasa remanente a dejar.
- Evaluación del impacto de variables ambientales y de manejo sobre la productividad forrajera y la provisión de servicios ecosistémicos.

EL SISTEMA DE SEGUIMIENTO FORRAJERO EN URUGUAY

Características e implementación

En el marco del proyecto FPTA 175 se comenzó con la implementación de una versión piloto de un programa de seguimiento forrajero en Uruguay. La primera etapa incluyó la recopilación de la información predial a fin de incorporarla al SIG. Para esta etapa se contó con la colaboración de investigadores de la EEMAC (Ing. P. Soca) y del Plan Agropecuario (Ing. M. Pereira). El proceso de incorporación de los predios incluyó la digitalización de los límites del establecimiento y de los potreros en Google Earth y la generación de archivos vectoriales («*nombre_establecimiento*.kmz) para, luego de su transformación, ser incorporados al sistema (Figura 2). Para cada uno de los potreros se generó a su vez una base de datos que describe el uso del suelo (en este caso el tipo de recurso forrajero). Esta parte del proceso debería estar a cargo de un técnico ex-

Figura 2. Ejemplo de un croquis digital hecho sobre Google Earth de un establecimiento ganadero. Los rombos en dos de los potreros delimitan las áreas observadas por el sensor (píxeles de 5.3 ha) seleccionadas para el seguimiento forrajero.

Figura 3. Mapa de Uruguay donde se indican las regiones geomorfológicas y en negro los establecimientos incorporados al Sistema Piloto de Seguimiento Forrajero.

tensionista o asesor quien manda el archivo *kmz* a la Institución que maneja el sistema. Durante esta etapa se incluyeron en el sistema 23 establecimientos distribuidos en 6 regiones del Uruguay (Figura 3). Una vez completado el proceso de digitalización de establecimientos se ubican los pixeles de las imágenes MODIS de IVN que se usarán en la caracterización. Esto permite identificar «pixeles puros» o sea pixeles que representan una única unidad de manejo (Figura 2). Una vez completado este proceso la información de los predios es incorporada al sistema de seguimiento, junto a los datos meteorológicos (radiación), de IVN y calidad de las imágenes. El sistema calcula los distintos factores del modelo de Monteith y genera una planilla de datos que puede ser procesada en cualquier planilla de cálculo (Cuadro 1). Las primeras columnas de la planilla indican momento, ubicación y área (Año, Mes, Región, Campo, Potrero, Superficie), en este caso desde marzo de 2000 a diciembre de 2009, para el campo «La Paz», ubicado en la región geomorfológica Cuesta basáltica, con 6 potreros y una superficie total de 1087 ha. La columna «Clase de Uso» indica el recurso forrajero presente en cada potrero mes a mes (en el ejemplo, CN corresponde a campo natural, CNmej a campo natural mejorado con la siembra de Lotus, y P a pastura, nótese que la pastura del potrero Coronilla en el 2000 no está presente en 2009). Las columnas «Píxeles puros» y «Píxeles impuros» indican el número de ellos elegidos en cada potrero. El píxel es la mínima área, en este caso de 5.3 ha, que «mira» el satélite; es «puro» cuando queda completamente incluido dentro del potrero de interés (Cuadro 1), mientras que «impuro» es aquel que no cumple esta condición. En el ejemplo, los datos del potrero Coronilla provienen de 6 píxeles puros y 2 impuros, un total de aproximadamente 42.4 ha (5.3 x 8) «miradas» por el satélite sobre un total de 60 ha, lo que determina que el 70 % del área del potrero es relevada por el satélite. Siempre son preferibles los «puros» a los «impuros» aunque en muchos

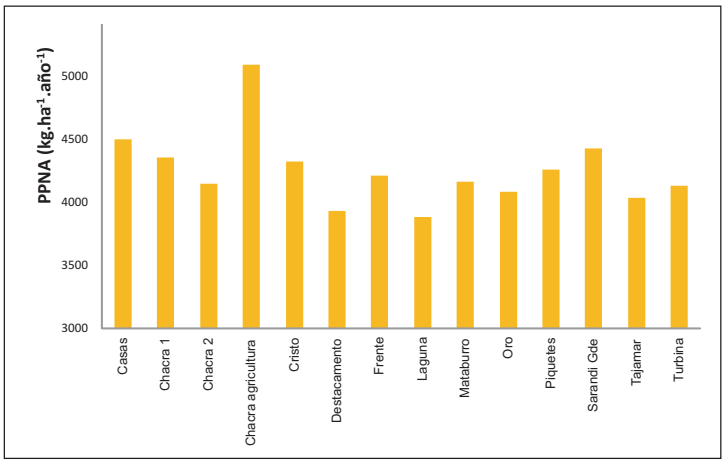


Figura 4. Valores de Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) anual promedio (2001-2008) para los distintos potreros el establecimiento Valentín (Cuesta Basáltica) estimados a partir del modelo de Monteith (1972) en el sistema de seguimiento forrajero.

Cuadro 1. Ejemplo de la hoja de cálculo generada por el sistema Segf. Los registros (filas) cubren el período marzo de 2008 al presente.

Año	Mes	Región	Campo	Potrero	Superficie (ha)	Clase de uso	Píxeles puros	Píxeles impuros	Indice de vegetación	Fracción interceptada (%)	Radiación incidente (MJ m^{-2} mes^{-1})	Radiación absorbida (MJ m^{-2} mes^{-1})	Productividad mensual (kg ha^{-1} mes^{-1})	Productividad diaria (kg ha^{-1} $día^{-1}$)
2000	3	Basalto	La Paz	Chilca	281	CN	42	0	0,455	53,6	246,1	131,8	485,8	15,7
2000	3	Basalto	La Paz	Convento	289	CNmej	35	0	0,427	49,3	246,1	121,3	436,4	14,1
2000	3	Basalto	La Paz	Coronilla	60	P	6	2	0,382	42,4	246,1	104,3	356,6	11,5
2000	3	Basalto	La Paz	4_b	226	CN	18	1	0,442	51,6	246,1	127,1	463,7	15,0
2000	3	Basalto	La Paz	4_a	184	CN	19	1	0,423	48,8	246,1	120,0	430,3	13,9
2000	3	Basalto	La Paz	El Tigre	47	CN	1	4	0,429	49,5	246,1	121,9	439,3	14,2
2000	4	Basalto	La Paz	Chilca	281	CN	42	0	0,545	67,1	153,0	102,6	353,0	11,8
2000	4	Basalto	La Paz	Convento	289	CNmej	35	0	0,511	62,0	153,0	94,9	316,7	10,6
2000	4	Basalto	La Paz	Coronilla	60	P	6	2	0,515	62,4	153,0	95,4	319,1	10,6
2000	4	Basalto	La Paz	4_b	226	CN	18	1	0,530	64,7	153,0	99,0	336,0	11,2
2000	4	Basalto	La Paz	4_a	184	CN	19	1	0,513	62,3	153,0	95,2	318,4	10,6
2000	4	Basalto	La Paz	El Tigre	47	CN	1	4	0,522	63,8	153,0	97,6	329,5	11,0
2000	5	Basalto	La Paz	Chilca	281	CN	42	0	0,571	71,3	123,2	87,9	279,5	9,0
2000	5	Basalto	La Paz	Convento	289	CNmej	35	0	0,531	65,5	123,2	80,7	245,5	7,9
2000	5	Basalto	La Paz	Coronilla	60	P	6	2	0,543	67,3	123,2	82,9	256,0	8,3
2000	5	Basalto	La Paz	4_b	226	CN	18	1	0,543	67,2	123,2	82,8	255,7	8,2
2000	5	Basalto	La Paz	4_a	184	CN	19	1	0,546	67,6	123,2	83,4	258,2	8,3
2000	5	Basalto	La Paz	El Tigre	47	CN	1	4	0,554	68,9	123,2	84,9	265,6	8,6
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
2009	12	Basalto	La Paz	Chilca	281	CN	42	0	0,504	61,3	340,9	209,0	848,7	27,4
2009	12	Basalto	La Paz	Convento	289	CNmej	35	0	0,477	57,3	340,9	195,2	783,6	25,3
2009	12	Basalto	La Paz	Coronilla	60	CN	6	2	0,483	58,2	340,9	198,3	798,6	25,8
2009	12	Basalto	La Paz	4_b	226	CN	18	1	0,479	57,7	340,9	196,6	790,5	25,5
2009	12	Basalto	La Paz	4_a	184	CN	19	1	0,494	59,9	340,9	204,2	825,9	26,6
2009	12	Basalto	La Paz	El Tigre	47	CN	1	4	0,494	59,8	340,9	203,9	824,5	26,6

casos la solución de compromiso es resignar calidad de información (elegir píxeles «impuros») antes que no contar con ella (porque en el potrero resultan incluidos pocos o ningún píxel «puro», ver por ejemplo potrero El Tigre). La columna «Índice de vegetación» muestra el valor del índice provisto por el sensor Modis (Enhanced Vegetation Index o Índice de Vegetación Mejorado, también conocido como Índice Verde). El sensor provee un dato por píxel y cada 16 días, el sistema calcula el promedio para los píxeles elegidos dentro de cada potrero y presenta un único valor por potrero y por mes (Figura 1 y Cuadro 1). A partir de este Índice de Vegetación y de un modelo lineal se calcula la columna siguiente, la Fracción interceptada, una medida del porcentaje o fracción de la radiación fotosinteticamente activa incidente que es absorbida por la vegetación. La «Radiación Incidente» es la radiación fotosintéticamente activa incidente acumulada durante un mes y proviene de mediciones de una estación meteorológica cercana al área de interés (nótese que para un mes cualquiera el valor de radiación incidente es el mismo para todos los potreros, cambia entre meses). En áreas relativamente planas como las de los pastizales del Río de la Plata, la radiación solar acumulada durante períodos medianos a largos (por ejemplo un mes) depende principalmente de la latitud y el momento del año. Por esta razón es que se pueden usar con razonable precisión datos de una estación meteorológica cercana no necesariamente ubicada en cada campo; distancias de hasta 300-400 km, incluso en sentido latitudinal, aseguran buena precisión para estos fines. La columna «Radiación absorbida» corresponde a la radiación fotosintéticamente activa que es absorbida por la vegetación, surge del producto entre las dos columnas anteriores (ecuación 1), indica la cantidad de radiación solar que absorbieron las plantas, tanto forrajeras como no forrajeras, para producir biomasa, no indica cuánta biomasa están produciendo. Finalmente, las últimas dos columnas de productividad se calculan como el producto entre la radiación absorbida y la eficiencia en el uso de la radiación (ecuación 1). Esta planilla se actualiza mensualmente.

El uso de la información generada por el sistema de seguimiento forrajero

Obviamente la experiencia, necesidades y contextos (productivos, de conservación, climáticos, de manejo, etc.) determinarán las preguntas a formularle a la base de datos generada por el sistema de seguimiento forrajero. A nivel predial la información permite por un lado una caracterización de las diferencias entre potreros en términos de su PPNA promedio (Figura 4). En el caso del establecimiento representado en la figura, correspondiente a la región de la Cuesta Basáltica, la PPNA promedio anual de sus potreros varía entre 3883 y 5092 kg ha^{-1} $año^{-1}$. Algunos supuestos generales permiten calcular la cantidad de raciones para vacunos. Por ejemplo, asumiendo un consumo promedio del 50% de la PPNA y una ingesta diaria de 10 kg $animal^{-1}$, en promedio el establecimiento estaría generando más de 500,000 raciones al año. La producción no es constante por año y tener en cuenta la variabilidad es un aspecto central de la planificación. El sistema de seguimiento provee los datos para cuantificar esa variabilidad y por lo tanto la magnitud de déficits o superávits forrajeros si se maneja una carga fija. Para el caso particular de ese establecimiento si se hubiera fijado la carga animal a partir de las producción promedio, durante los últimos 8 años hubieran ocurrido déficits y excesos del orden del 25% (Figura 5).

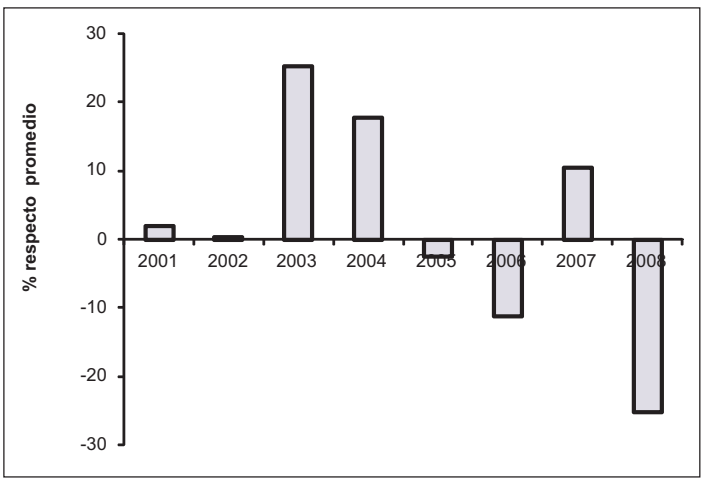


Figura 5. Cambio en los valores de PPNA respecto al promedio 2001-2008 para el establecimiento Valentín (Cuesta Basáltica).

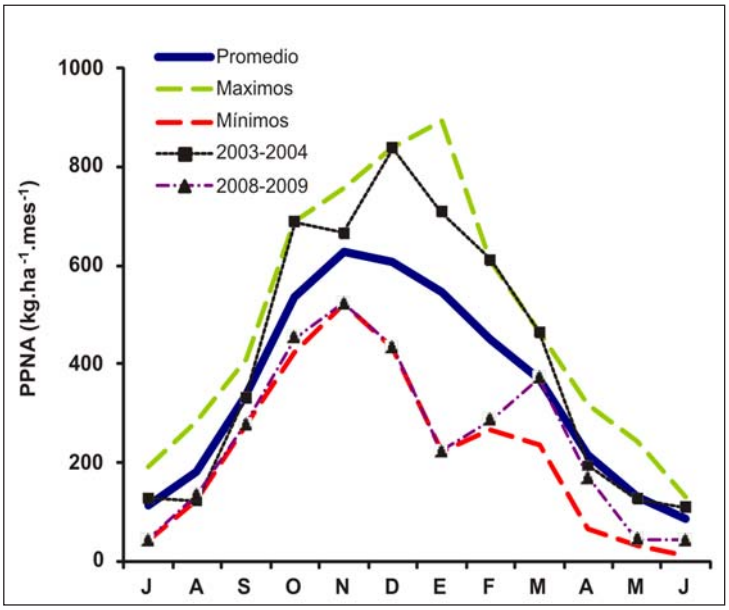


Figura 6. Valores promedio, máximos y mínimos de productividad primaria neta aérea (PPNA) para el establecimiento Valentín (Cuesta Basáltica). Se despliegan a su vez los valores observados en dos años extremos.

La planificación forrajera predial en base a niveles de producción anual no es posible dada la variación estacional en la demanda y producción de forraje. Un programa de seguimiento permite describir esa dinámica en términos promedio y de su variación interanual (Figura 6). La figura no sólo muestra cuánto más productivo puede ser un o el pastizal natural de ese establecimiento de la Cuesta Basáltica en noviembre que en julio sino también el rango de valores esperables a partir de los registros históricos. Los valores máximos y mínimos desplegados en el gráfico corresponden a los extremos registrados en el período, no necesariamente en el mismo año. En líneas punteadas se presentan los años extremos durante el período. De la observación de la variación estacional representada en la Figura 6 surgen algunos elementos importantes a la hora de planificar el manejo del predio:

- La productividad es, en promedio, máxima en noviembre pero los mayores valores se observan en enero.
- Enero es el mes más variable, en términos absolutos y relativos.
- En términos absolutos y relativos, septiembre muestra la menor variabilidad interanual.

Los datos de la variación estacional e interanual permiten, haciendo algunos supuestos de consumo (ver más arriba) calcular la probabilidad de obtener una determinada cantidad de raciones vacunas diarias en distintos momentos del año (Figura 7). Así para el predio en cuestión la probabilidad de obtener hasta 900 raciones diarias es 1 para los meses de setiembre y enero pero baja a 0.7 (7 de cada 10 años) en abril y a 0.1 en julio.

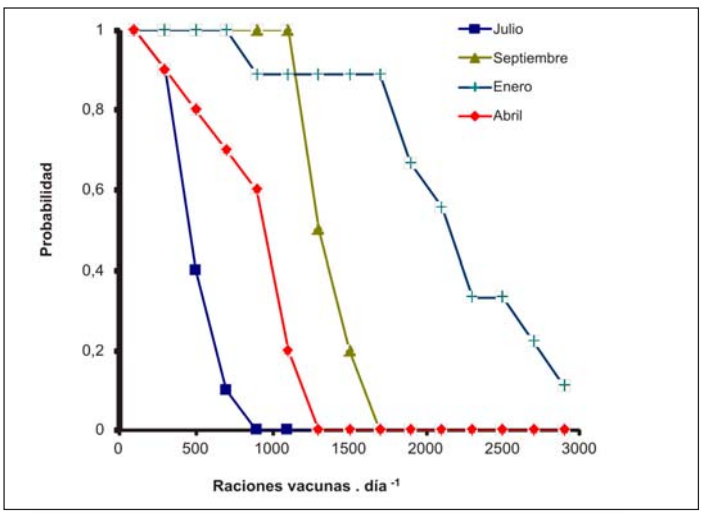


Figura 7. Probabilidad de obtener distinta cantidad de raciones vacunas por día para un establecimiento de la Cuesta basáltica (Valentín, 2392 ha) durante distintos meses del año. Para el cálculo de las raciones se asume un consumo promedio del 50% de la PPNA y una ingesta diaria de 10 kg.animal-1.

La información generada por el sistema, al integrarse varios campos o grupos, puede ser analizada a escala regional. En buena medida a escala regional pueden repetirse algunos de los estudios ejemplificados a nivel predial, incorporando mucha más variabilidad espacial. La identificación de covariables tales como suelos, manejo, condiciones climáticas permite explorar los controles de la variación de la oferta forrajera regionalmente. Un análisis particularmente importante es el de los efectos de las contingencias climáticas, tales como las sequías. Por ejemplo, durante todo el año 2008 la productividad primaria neta aérea (PPNA) promedio de los potreros analizados fue inferior al promedio histórico en todas las regiones (Figura 8). En varias regiones las consecuencias de la sequía comenzaron a manifestarse durante el año 2007 (Figura 8). Los datos

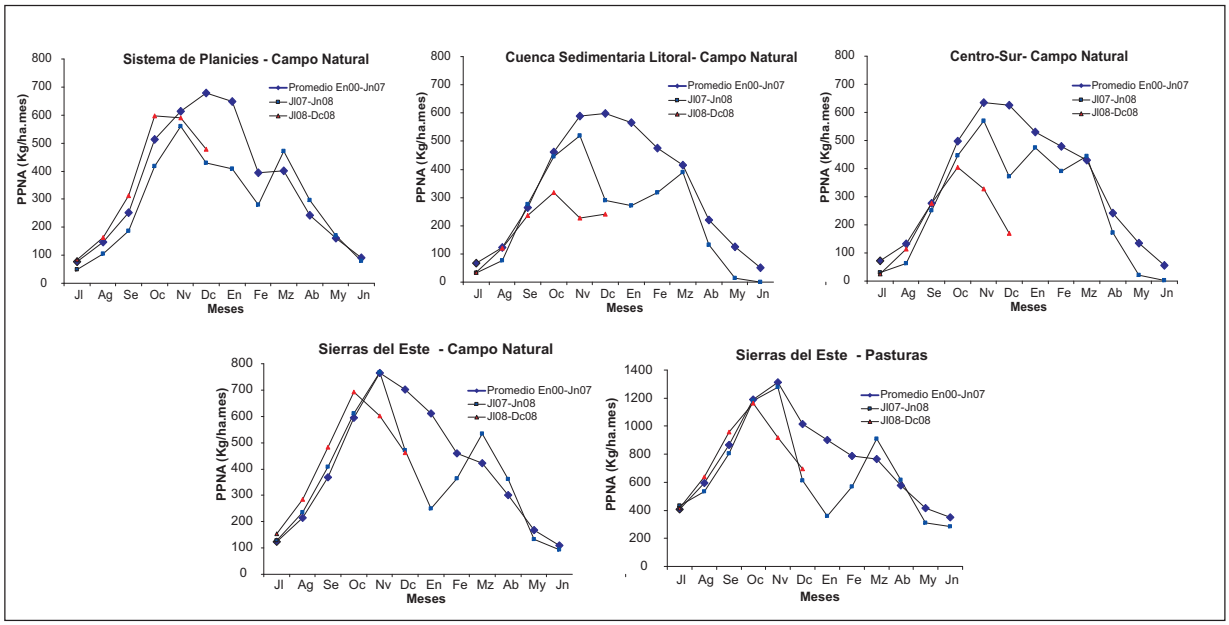


Figura 8. Marcha anual de la Productividad Primaria Neta Aérea para lotes de campo natural correspondientes a distinta regiones geomorfológicas del Uruguay. Se consignan valores promedios y los correspondientes al año 2007 y parte de 2008 (años con sequía). El caso de las Sierras del Este se incluye también el comportamiento de pasturas implantadas (panel inferior derecho).

aportados por el sistema permiten por un lado identificar lo generalizado del problema (ocurrió en todas las regiones), las diferencias en magnitud (mayor en la región Centro-Sur y en la Cuenca Sedimentaria Litoral) (Figura 8).

La diferencia entre los valores observados y los promedios acumulados mes a mes permite estimar el déficit. Para la mayoría de los establecimientos este déficit es continuación del registrado en la segunda parte del año 2007. Como consecuencia, se observa un déficit acumulado de producción de forraje, siempre en referencia al promedio 2000-2007. Por ejemplo, para los establecimientos considerados en la Cuenca Sedimentaria Litoral, el déficit alcanzó los 2100 kg/ha, lo cual equivale a un 35% de reducción respecto del promedio de productividad acumulada para 18 meses (Figura 9). La situación, en promedio, es particularmente grave en los últimos meses de 2008 debido a la acumulación de períodos deficitarios y a que los valores de PPNA mensuales fueron aún menores a los de 2007. Para esos establecimientos y considerando sólo el año 2008, la magnitud promedio del déficit fue de 38%. La situación es similarmente grave en establecimientos del Centro-Sur del país, en las otras dos zonas el impacto de la

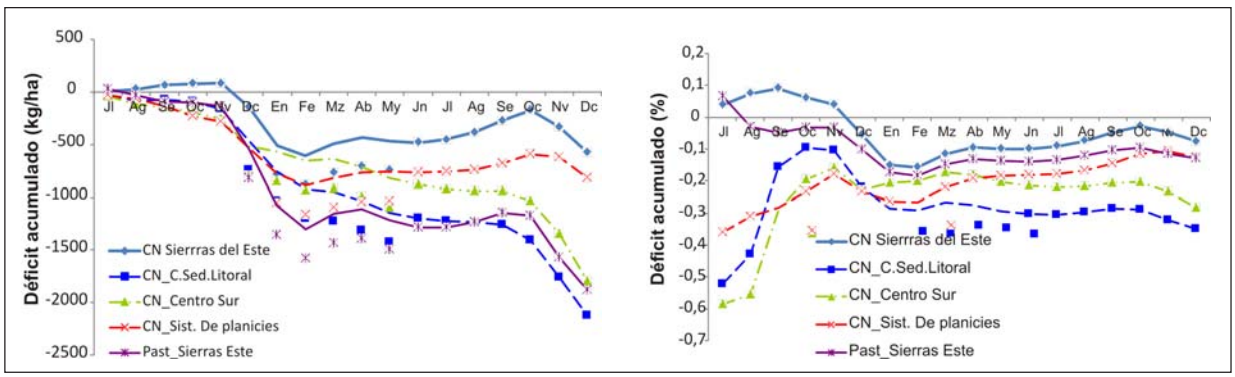


Figura 9. Déficit forrajero acumulado en términos absolutos (panel superior) y relativos (panel inferior) desde julio de 2007 a diciembre 2008 para distintas unidades geomorfológicas del Uruguay.

sequía es relativamente menor pero se observan reducciones muy importantes (Figura 9). El disponer de datos desagregados por establecimientos y potreros (ver Figura 4) permite identificar la heterogeneidad espacial en el nivel de afectación. Esto permite dirigir el apoyo estatal en función de la magnitud del déficit de cada productor. Eso implicaría incorporar al sistema a cada uno de los productores que solicitan apoyo a fin de evaluar la magnitud de la afectación.

CONSIDERACIONES FINALES

La ganadería extensiva es una de las actividades agropecuarias más importantes en Uruguay. Buena parte de ella se basa en el uso del campo natural como principal fuente de forraje. Esta situación plantea varios desafíos. Por un lado, uno de estos desafíos es aumentar la eficiencia y productividad de los sistemas ganaderos. No solamente es importante incrementar los niveles de producción sino también lograr elevar los kg de carne producidos por ton de forraje producido. Eso implica trabajar en varios planos, desde la sanidad y eficiencia reproductiva de los rodeos hasta el manejo de los recursos forrajeros. Para movernos a esquemas de «ganadería de precisión» la información acerca de la dinámica de la producción de forraje es un insumo esencial. Al desafío del aumento de la producción ganadera se suma el de la preservación del nivel de provisión de Servicios Ecosistémicos, por ejemplo el secuestro de C, el mantenimiento de la biodiversidad o el rendimiento hidrológico (Altesor 2011, este número). Enfrentar ambos desafíos simultáneamente implica evitar los atajos que plantea la simplificación de los sistemas y avanzar en el desarrollo de esquemas de manejo de sistemas complejos como los pastizales naturales. Los datos aportados por el sistema de seguimiento forrajero son una pieza clave en la medida que permiten la caracterización espacial y temporal de la productividad primaria de los pastizales. Proveen a su vez la base de un sistema de monitoreo en tiempo real de los recursos forrajeros que posibilite un efectivo manejo adaptativo de los sistemas pastoriles.

BIBLIOGRAFÍA

ALTESOR, A. 2011. Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo, editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. 1998. The value of ecosystem services: putting the issue in perspective. Ecological Economics 25:67-72.

GARBULSKY, M.F.; PEÑUELAS, J.; OURCIVAL, J.M.; FILELLA, I. 2008. Estimación de la eficiencia del uso de la radiación en bosques mediterráneos a partir de datos MODIS. Uso del Índice de Reflectancia Fotoquímica (PRI). Ecosistemas 17: 89-97.

GRIGERA, G.; OESTERHELD, M.; DURANTE, M.; PACÍN, F. 2007a. Evaluación y seguimiento de la productividad forrajera. Revista Argentina de Producción Animal 27:137-148.

GRIGERA, G.; OESTERHELD, M.; PACÍN, F. 2007b. Monitoring forage production with MODIS data for farmers' decision making. Agricultural Systems 94: 637-648.

MONTEITH, J.L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. Journal of Applied Ecology 9:747-66.

OESTERHELD, M.; DI BELLA, C. M.; KERDILES, H. 1998. Relation between NOAAAVHRR satellite data and stocking rate in grasslands. Ecological Applications 8:206-212.

OESTERHELD, M.; PARUELO, J. M.; OYARZABAL, M. 2011. Estimación de la productividad primaria neta aérea a partir de diferencias de biomasa y de integración de la radiación absorbida. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

OYARZABAL M.; OESTERHELD, M.; GRIGERA, G. 2011. ¿Cómo estimar la eficiencia en el uso de la radiación mediante sensores remotos y cosechas de biomasa? Un ejemplo local. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y

tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

PARUELO, J.M.; EPSTEIN, H.E.; LAUENROTH, W.K.; BURKE, I.C. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the US. Ecology 78:953-958.

PARUELO, J.M.; OESTERHELD, M.; DI BELLA, C.M.; ARZADUM, M.; LAFONTAINE, J.; CAHUEPE, M.; REBELLA, C.M. 2000. A calibration to estimate primary production of subhumid rangelands from remotely sensed data. Applied Vegetation Science 3:189-195.

PARUELO, J.M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. Ecosistemas 17:3.

PARUELO, J.M.; PIÑEIRO, G.; BALDI, G.; BAEZA, S.; LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; OESTERHELD, M. 2010. Carbon Stocks and Fluxes in Rangelands of the Río de la Plata Basin. Rangeland Ecosystem Management 63:89-108.

PIÑEIRO, G.; OESTERHELD, M.; PARUELO, J.M. 2006. Seasonal variation in aboveground production and radiation use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. Ecosystems 9:357-373

RUNNING, S.W.; THORNTON, P.E.; NEMANI, R.R.; GLASSY, J.M. 2000. Global terrestrial gross and net primary productivity from the Earth Observing System. Páginas 44-57 en: Sala, O.E., Jackson, R.B., Mooney, H.A. y Howarth, R.W. editores. Methods in ecosystem science. Springer-Verlag, New York.

SELLERS, P. J.; BERRY, J. A.; COLLATZ, G. J.;FIELD, C. B.; HALL, F. G. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme. Remote Sensing of Environment. 42: 187-216.

Soca, P.[1];
Do Carmo, M.[2];
Urchipia, A.[3] ;
Claramunt, M.[4]

[1] Ing. Agr. MSc., Profesor Agregado Dpto. de Prod. Animal y Pasturas, EEMAC. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. psoca@fagro.edu.uy
[2] Ing. Agr. Becario de Investigación ANII, Depto de Prod. Animal y Pasturas; EEMAC. Universidad de la República. Postgrado de Facultad de Agronomía.
[3] Ing. Agr. Asesor de Empresas Ganaderas.
[4] Ing. Agr. Profesor Asistente Dpto. de Salud en los Sistemas Pecuarios; EEMAC. Facultad de Veterinaria. Universidad de la República.

CAPÍTULO X. Variabilidad espacial y temporal de la producción primaria neta aérea como determinante de la producción ganadera: experiencias locales

Proyecto FPTA 175
Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

Los objetivos de este trabajo fueron: por un lado estudiar la variación temporal de la eficiencia de conversión de radiación en materia seca y por otro, emplear estimaciones de productividad primaria basada en cortes de forraje (PPC) y sensores remotos (PPS) para describir su variabilidad espacio-temporal. Con esta información cuantificar la capacidad de carga animal a partir de las variaciones asociadas con el año y el potrero en un sistema de cría vacuna. Se calculó la eficiencia de conversión a partir de la productividad primaria medida a través de cortes de forraje y la radiación absorbida calculada con datos meteorológicos y satelitales del mismo predio donde se hicieron los cortes. Se relacionó con el momento del año y el nivel de deterioro del pastizal. La productividad primaria se transformó en Energía Metabolizable Utilizable (EMU) en base a la composición química, utilización y estimación de los requerimientos de energía de vacunos. Se definió la capacidad de carga animal como: cantidad de energía metabolizable que debe consumir el par vaca-ternero para la obtención de un ternero por vaca por año y se expresó en vacas/ha. Se determinaron las fuentes de variación espacio- temporal que afectaron la PPS y PPC y se emplearon para a) cuantificar la capacidad de carga de sistemas de cría vacuna, b) discutir cómo mejorar la toma de decisiones en base al conocimiento del efecto potrero sobre la PPS y c) Proponer la utilización de la información satelital para el análisis de sistemas de cría vacuna bajo pastoreo de campo nativo.

INTRODUCCIÓN

En Uruguay, la cría vacuna basa su producción y competitividad en la utilización del campo natural (Soca *et al.,* 2007). La carga animal, resulta la principal variable de manejo que afecta el resultado físico y económico de la producción ganadera (Berreta *et al.,* 2000; Formoso, 2005; Soca *et al.,* 2007). La variabilidad de los factores abióticos y bióticos presentes en los ecosistemas pastoriles, determina que la carga animal óptima para la producción por unidad de superficie, varíe a diferentes escalas de tiempo y espacio (Heitschmidt y Taylor, 1993; Stafford Smith, 1996). La investigación sobre ecología del pastoreo en campo natural ha priorizado la descripción de la producción primaria

neta aérea (PPNA) entre y dentro de años. Esto ha permitido aproximarse a valores numéricos de la capacidad de carga ambientalmente sustentable y productiva (Beretta *et al.,* 2000; Soca *et al.,* 2007). Los experimentos no siempre han incluido el efecto animal. Cuando lo hicieron, los tratamientos empleados de carga animal no han permitido caracterizar la dinámica de la relación planta-animal (Olmos, 1992; Berretta *et al.,* 2000; Formoso, 2005). El efecto de la carga animal se expresa a través de cambios en la oferta de forraje (kilogramos de materia seca/100 kilogramos de Peso Vivo) a corto y largo plazo y a través de la performance y resultado físico del animal.

La investigación nacional en cría vacuna ha priorizado la obtención de relaciones entre estado corporal al parto-inicio de entore y porcentaje de destete (Soca y Orcasberro, 1992; Soca *et al.,* 2007). Sin embargo, son escasos los antecedentes que permiten relacionar oferta de forraje y/o atributos de la pastura con el estado corporal (Trujillo *et al.,* 1996; Soca *et al.,* 2008). Recientemente en Uruguay y durante mas de 20 años en el sur de Brasil (Nabinger, 2000) los estudios de la oferta de forraje de campo nativo (10-12 %) y su modificación entre estaciones del año, permitirán «optimizar» la capacidad de carga animal del sistema de cría. Esto confirma que a nivel predial, las decisiones sobre el ajuste de la carga animal deberían integrar medidas cuantitativas de la PPNA y la cantidad de forraje total y/o verde en tiempo real.

La dificultad logística y metodológica asociada a la medición de la cantidad y crecimiento del forraje mediante cortes de biomasa (Sala y Austin, 2000), introduce un problema adicional para contar con suficientes sitios y repeticiones que permitan determinar la variabilidad espacio-temporal de la PPNA a nivel de potrero.

Los sensores remotos estiman a través del Índice Verde Normalizado (IVN) la cantidad de radiación reflejada por la superficie terrestre en las longitudes de onda roja e infrarroja. La información satelital que registra la reflectancia en esas longitudes de onda puede integrarse en un índice que muestra una estrecha asociación con la vegetación. Los sensores remotos ofrecen dos ventajas: abarcan grandes áreas y pueden repetir las estimaciones en el tiempo sobre el mismo lugar con facilidad (Paruelo *et al.,* 1997). El sistema de seguimiento de la producción forrajera diseñado y puesto en práctica por el Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (LART) de la UBA requiere: 1) ser perfeccionado y 2) ser extendido a distintos ambientes y comunidades de campo natural para cuantificar la variación espacio-temporal de la PPNA.

El objetivo general del presente trabajo consistió en validar e implementar un sistema piloto de seguimiento de los recursos forrajeros usando sensores remotos de manera de contribuir a mejorar la utilización de campo nativo por sistemas criadores de producción.

Los objetivos específico fueron: a) relacionar la PPNA estimada por el satélite y cortes de forraje de manera de contribuir al ajuste de la metodología a las condiciones locales b) relacionar los atributos de la pastura con PPS y PPC c) cuantificar la heterogeneidad espacio-temporal de la PPNA en un sistema de cría ubicado en Cristalino d) estimar la capacidad de carga animal incorporando ambos métodos de estimación de la PPNA e) emplear las estimaciones de PPNA para discutir medidas de manejo estratégicas y tácticas en base a la relación planta-animal que permitan utilizar la variabilidad espacio-temporal detectada.

METODOLOGÍA

El trabajo se realizó en un predio sobre la unidad geomorfológica «Isla cristalina» de la región centro-sur (33º 27.3´ S, 57º 39.5´ W), dedicado a la cría vacuna. Se eligieron tres potreros, (Santa Beatriz, Casco 1 y Casco 2) representantes de la variabilidad edáfica y botánica del campo nativo del predio (Ing. Agr. Alejandro Urchipia, *com pers*). En los potreros elegidos se determinó la PPNA por cortes de forraje (PPC) e imágenes satelitales (PPS). La productividad de forraje por cortes se realizó en jaulas georeferenciadas mediante la técnica de jaulas móviles (Lynch, 1947) durante el período noviembre 2006-enero 2008. Previo al corte, se determinó la altura del

forraje (Soca *et al.,* 2008). Las muestras de forraje cortado fueron secadas en estufa de aire forzado a 60 ºC hasta alcanzar un peso constante.

Se georeferenciaron los límites de cada potrero en ArcView® y se procesó la información de IVN (satélite MODIS-TERRA) en el LART-UBA. De esta manera, a partir del IVN se generaron estimaciones mensuales de PPNA para el período 2000-2008.

A partir de información satelital y meteorológica, se estimó la radiación absorbida como el producto entre la fRFA (fracción de la radiación fotosintéticamente absorbida) y la RFAi (radiación solar incidente). La fRFA se calculó a partir de datos provistos por el satélite MODIS-Terra para cada uno de los píxeles que mejor coincidían en el espacio con los sitios de cosecha de biomasa. Este satélite tiene una resolución temporal de 16 días y espacial de 5,3 ha con una exactitud de georeferenciación y calidad de los datos que resultaron muy adecuadas para el objetivo del trabajo (Reeves *et al.,* 2006). Se empleó el «EVI» ó Índice Verde Mejorado que provee el satélite y calculamos la fRFA a partir de una función lineal (Huete *et al.,* 2002): fRFA = 1,4894 * EVI -0,1419, parametrizada localmente con valores de reflectancia con máxima y mínima cobertura del suelo (Potter *et al.,* 1993). El otro componente de la ecuación, la RFAi o radiación solar incidente, fue obtenido de la EEA INTA Paso de los Libres, Argentina. Por último, se calculó la Eficiencia en el Uso de la Radiación para cada período de corte y sitio, como el cociente entre la productividad y la radiación absorbida.

A partir de la Radiación Fotosintéticamente Activa Absorbida (RFAabs) se estimó la productividad primaria (PPS) de cada píxel en base al modelo de regresión generado en el LART-IFEVA.

Y= PPS (gMS/m^2/día) = (0,265-0.46) * RFAabs. (MJ/m^2/día) + 0,43
(r^2 = 0,45, p < 0,0001)

Para el cálculo de la productividad se utilizó un factor de 0.46 o 0.265 para pastizales altos y bajos respectivamente en la fórmula de cálculo (desvío estándar de 0.2).

La información se describió en base a promedios, desvíos standard y correlaciones simples entre variables (PROC MEANS, SAS, 2001). La correlación simple entre variables de interés se estimó mediante el empleo de PROC CORR (SAS 2001).

Para el periodo noviembre 2006 - enero 2008, en cada píxel donde se ubicaron las jaulas y cortes de forraje, se estudió la relación entre PPS y PPC utilizando un modelo de regresión simple PPC = b*PPS (PROC REG, SAS, 2001).

En base a un diseño al azar se estudió el efecto del potrero, año, época del año y sus interacciones sobre la PPS y PPC. Los promedios de mínimos cuadrados fueron comparados mediante Tukey (P<0.05) (PROC GLM, SAS, 2001).

Para estimar la capacidad de carga (CC) se empleó: 1) el modelo PLAN G (Pereira y Soca, 1999) el cual basa los cálculos en las estimaciones de requerimientos de energía metabolizable (EM) de NRC (Davis *et al.,* 1994), 2) la PPNA registrada en base a PPS y PPC de este trabajo y 3) la composición química de la pastura (Mieres *et al.,* 2004).

La CC se calculó en base a la capacidad de cubrir los requerimientos de una vaca con la PPNA del campo:

CC = EMU / Req. EM

Donde EMU es la energía metabolizable utilizable y para su cálculo se asumió que 1 kg de forraje contiene 4,4 Mcal de energía bruta (EB) según la siguiente fórmula:

EMU = (PPNA (4,4*Dig*0.82))* UT

La digestibilidad de materia orgánica (Dig) resultó 0.55, 0.58, 0.62 y 0.46 para otoño, invierno, primavera y verano respectivamente (Mieres *et al.,* 2004). La PPNA utilizada por el animal (UT) resultó 60, 75 y 65% para otoño-invierno, primavera y verano respectivamente (Soca *et al.,* 2007).

Dentro de la ecuación de Capacidad de Carga (CC), está el parámetro Req. EM que es el requerimiento de energia metabolizable del par vaca-ternero y resulta de la ecuación:

Req. EM = Mant. + Gest. + Lact. + Cos. + Cons.t.

Donde, (Mant) es la energía metabolizable de mantenimiento, (Gest.) la de gestación y (Lact.) la de lactación para vacas de cría que mantuvieron el peso vivo de 380 kilogramos constante durante todo el año (Peso) según NRC (Davis *et al.,* 1994). Se estimó el costo de cosecha (Cos.) con Egraze (Standing Committee on Agriculture, 1990) para una cantidad de forraje (Disp.) de 1500 kilogramos de materia seca/ha que al igual que la concentración de EM (idem EMU) no se modificó durante todo el trabajo.

Se calculó el consumo de forraje del ternero (Cons.t.) con un peso al nacer (Peso N) y al destete a los siete meses de 30 y 146 kilogramos respectivamente (Peso D.).

Se comparó la CC basada en la PPNA estimada por satélite (CCS) y por cortes (CCC), período 2006-08. Para el período 2000-2008 se estimó el efecto de la heterogeneidad espacio-temporal (estación-año-potrero) sobre la CC estimada por PPS. Para todos los cálculos se asumió un stock animal integrado solamente por vacas de cría.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evolución de la radiación absorbida, productividad y eficiencia de uso de la radiación

La productividad fue máxima desde fines de noviembre hasta enero, y mínima entre fines de marzo y agosto (Figura 1). La radiación absorbida promedio mostró una variación similar y sincrónica a la productividad con los máximos valores durante el mes de diciembre y los mínimos durante junio (Figura 1), y mostró una variabilidad entre los pastizales que, en general, fue menor a la variación espacial de la productividad (Figura 1).

Estos patrones unimodales de variación intraanual, tanto de la productividad como de la radiación absorbida (Figura 1), son similares a los que mostraron otros pastizales rioplatenses templados (Altesor *et al*., 2005; Oesterheld y León 1987; Semmartin *et al.*, 2007).

De los 29 cálculos de productividad, 5 resultaron con valores igual a cero o negativos. Todos ellos en pastizales de cobertura media o baja, 4 durante otoño o invierno y 1 durante la primavera. Los valores más altos de productividad fueron en pastizales de cobertura alta (en 5 de las 8 fechas con valores mayores a cero), y en los pastizales de baja o media cobertura (6 de las 8 fechas) se registraron los valores más bajos de productividad. Tanto los factores inherentes al cálculo de productividad primaria a campo como los aspectos asociados a la escala de observación contribuyen a que la dispersión asociada a un modelo de calibración sea elevada (Figura 2). Con el objetivo de minimizar la influencia de estas fuentes de dispersión se agruparon todos los valores de productividad en 4 clases. Con esta agrupación, la relación lineal entre radiación y productividad resultó muy estrecha (Figura 2).

Los ajustes lineales según el nivel de cobertura fueron significativos solo para el pastizal de cobertura alta (R^2=0.65, n=9, Product.=0.7 * Rad – 0.7) y cobertura media (R^2=0.60, n=7, Product.=0.5 * Rad – 0.8). Un factor adicional que contribuye a la dispersión de los datos presentados en la figura 2, es la variación en la Eficiencia en el Uso de la Radiación (EUR) que es el cociente entre la productividad y la radiación absorbida en el tiempo y el espacio. Buscar ajustar un modelo lineal a todos los datos supone que la pendiente de la relación

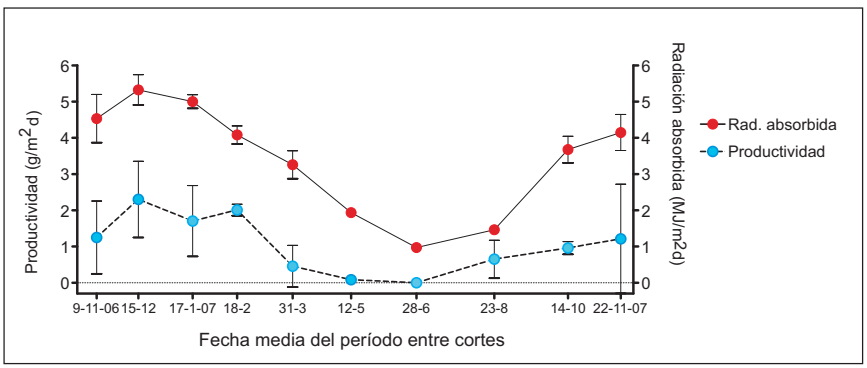


Figura 1. Dinámica de la radiación absorbida calculada a partir de información satelital y meteorológica, y de la productividad medida con cortes. Se indican valores promedio para los tres pastizales a lo largo de un año, las barras son el desvío estándar.

(que representaría a la EUR) es una constante, una simplificación atractiva pero que no se sustenta en evidencias (Piñeiro *et al.,* 2006). La eficiencia varió a lo largo del tiempo y entre tipos de cobertura: fue máxima durante la primavera y verano y mínima durante el invierno; en promedio fue mayor para las áreas con alta cobertura que para las de cobertura media y baja (0.46, 0.26 y 0.27 gMS/MJ, respectivamente) (Figura 3).

Estos valores promedio son similares a otros disponibles en la literatura para pastizales (Field *et al.,* 1995; Paruelo *et al.,* 1997; Ruimy *et al.,* 1994), y muestran una variación intraanual contrastante a la de un pastizal homólogo de la Pampa Deprimida bonaerense, con máximos en invierno y mínimos en verano (Piñeiro *et al.,* 2006). Entonces, para los pastizales de alta cobertura, proponemos calcular la productividad multiplicando por 0.46 a la radiación absorbida, mientras que para los pastizales de cobertura baja y media el coeficiente a usar es 0.265 (en ambos casos, el desvío estándar es de 0.2).

Relaciones entre atributos de la pastura, PPS y PPC durante 2006-2008

En el Cuadro 1 se presenta el efecto de la estación del año sobre la cantidad y altura de forraje registrada en las jaulas y las estimaciones de PPS y PPC.

La estación del año afectó la cantidad, altura de forraje ($p<0.001$) y la PPC ($p<0.005$). La PPS resultó afectada por la interacción estación del año * potrero ($P<0.001$).

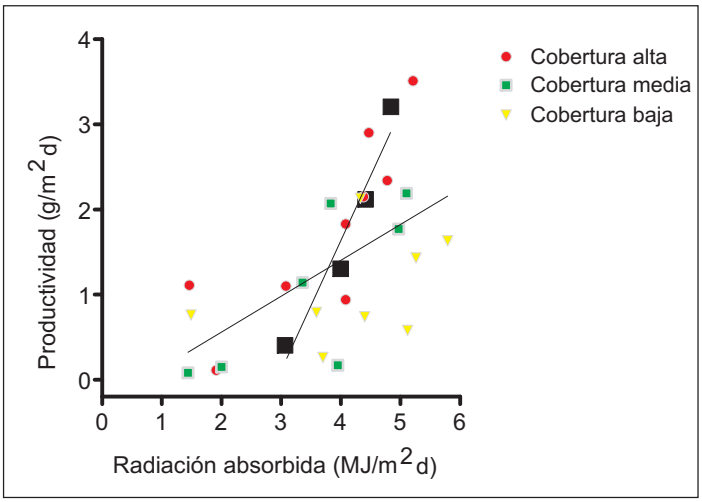


Figura 2. Relación entre la productividad estimada con cortes de biomasa en tres pastizales con diferente grado de cobertura, y la radiación absorbida calculada a partir de información satelital y meteorológica (en gris; $R^2=0.35$, n=24, Product.=0.4 * Rad – 0.3). En negro, agrupados en 4 clases de productividad, $R^2=0.94$, n=4, Product.=1.5 * Rad – 4.5).

La altura presentó correlación positiva ($r=0.7$; $P<0.001$) con la cantidad de forraje. En campo natural una alta proporción del forraje se concentró en alturas inferiores a 4 cm. Esto coincide con los experimentos que caracterizan la relación planta-animal con vacunos en Uruguay (Trujillo *et al.,* 1996; Soca *et al.,* 1998). Los valores de altura y su concentración reflejan elevada intensidad de pastoreo y se alejan de lo recomendado «optimo» para el manejo de vacas de cría en campo natural (Soca y Orscaberro, 1992). La intensidad de pastoreo a la cual son sometidas las pasturas naturales de Uruguay contribuye a explicar la magnitud de la altura, que si bien se incrementó

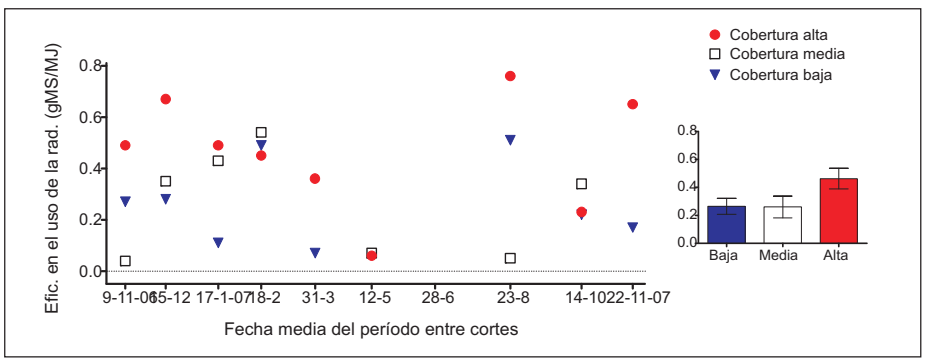


Figura 3. Dinámica intraanual de la Eficiencia en el Uso de la Radiación de tres pastizales con diferente grado de cobertura. El gráfico de columnas muestra el valor promedio de la Eficiencia para cada pastizal (las barras son el desvío estándar).

Cuadro 1. Efecto de la estación del año sobre atributos de la pastura y productividad primaria estimada por cortes (PPC) y satélite (PPS) para el período 2006-2008 (Promedio de mínimos cuadrados y error estándar). Dentro de las filas, los valores seguidos de diferente letra, son significativamente difierentes (P<0.001). La cantidad y altura de forraje fueron estimadas a partir de cortes de forraje en jaulas de exclusión.

	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Cantidad de Forraje (kgMS/ha)	1750±360a	1360±580b	1440±320b	1900±360c
Altura (cm)	2.7±0.5a	1.7±0.5b	2±0.8a	3±0.5a
PPC (kgMS/ha/día)	5.25±1.03a	0.25±1.2b	9.4±1.03c	11.9±1.05c
PPS (kgMS/ha/día)	12.5±1.17a	6.14±1 b	13.4±1.07c	14.5±1.01c

Cuadro 2. Correlaciones entre variables de interés en los sitios de calibración en el período 2006-2008. *P<0,01, Ns: No significativo. PPC: productividad primaria estimada por cortes; PPS: productividad primaria estimada por imágenes satelitales; ALT= Altura inicial de la vegetación en los cuadros de corte; MSF= Cantidad de forraje en los cuadros de corte; IVN: índice verde normalizado.

	PPC (kgMS/ha/día)	PPS (kgMS/ha/día)	MSF (kgMS/ha)	ALT (cm)	IVN
PPC	1*	0.28*	0.37*	0.43*	Ns
PPS	0.28*	1	Ns	Ns	Ns
MSF (kgMS/ha)	0.37*	Ns	1	0.7*	0.33*
ALT (cm)	0.44*	Ns	0.7*	1	Ns
IVN	Ns	Ns	0.33*	Ns	1

hacia primavera en promedio no registró valores cercanos a las recomendaciones (Soca y Orcasberro, 1992).

A excepción de ALT-MSF, las asociaciones entre variables presentaron valores de correlación medios a bajos. Se encontró una asociación positiva entre cantidad, altura de forraje y PPC. La altura se asoció de forma curvilínea con la PPC (PPC = -11.7+ 9.07*ALT - 0.7*ALT^2; r^2=0.45 P<0.00.1 n = 77). El modelo coincide con lo reportado por Parsons y Chapman (2000) bajo pastoreo, con una altura «óptima», donde se maximizó el crecimiento del forraje. Los registros de los cortes de forraje presentan escasos valores de altura cercanos al «óptimo»de dicha función (6 cm) (Cuadro1). Esto permite señalar que será posible incrementar la PPNA mediante medidas de manejo que mejoren la altura del tapiz (Soca *et al.,* 2008).

El incremento del IVN se asoció con mayor cantidad de forraje presente. Se encontró una asociación significativa entre PPS y PPC que se vio afectada según el potrero. Solamente para el potrero «Casco 2», la asociación resultó significativa (P<0.01) (PPC = -.43 + 2.00*PPS r^2= 0.61 n= 8).

Variabilidad espacio temporal de PPS y PPC durante el período 2006-2008

El mes y la estación del año afectaron significativamente la PPC. La PPS resultó afectada por la interacción potrero *estación o mes del año. En la Figura 4 se presenta la evolución de PPS y PPC durante el período 2006-2008.

El patrón estacional de producción resultó similar entre ambas formas de estimación no obstante la magnitud de la PPNA total resultó superior cuando se empleó el método por satélite (P<0.05) (PPS= 4970 vs. PPC= 3700 kg MS/ha/año). Dicha diferencia se explicó por la superioridad de PPS durante los meses de verano, otoño, invierno (Figura 4). Durante la primavera las estimaciones resultaron similares. Similar tendencia se encontró cuando se comparó la estimación de PPS para el período 2000-2007 del presente trabajo y la reportada por Formoso (2005) para la región de Cristalino.

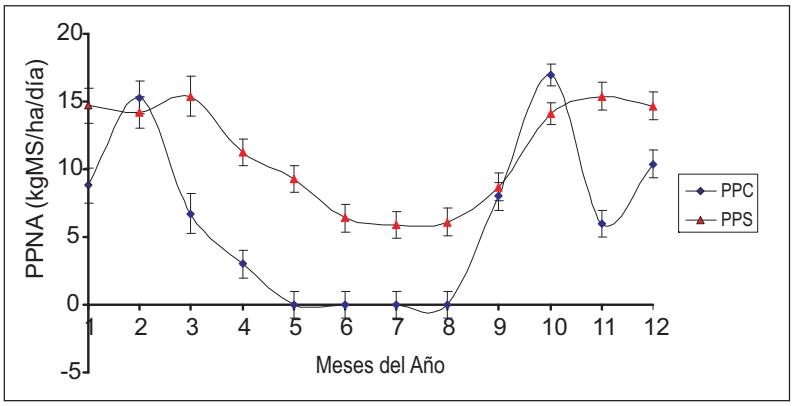


Figura 4. Dinámica mensual de la Productividad primaria neta aérea estimada por cortes (PPC) y por imágenes satelitales (PPS) promedio durante el período 2006-2008 (promedios de mínimos cuadrados y error estándar de la estimación).

La PPC resultó inferior a las estimaciones realizadas por PPS (PPS = 4195 > PPC $_{Formoso}$ = 3665 kg MS/ha/año). Para esta comparación la estimación de la PPS sobreestimaría la producción de forraje en otoño e invierno.

El control estacional resultaría explicado por la composición botánica y parámetros climáticos. Este modelo, ha sido reportado para el campo natural en el Cristalino de Uruguay (Formoso, 2005). No obstante, son escasos los intentos de vincular la distribución espacio-temporal de la PPNA con el «funcionamiento» del sistema de cría vacuna (Soca y Orcasberro, 1992; Soca *et al.,* 2007).

Utilidad de la estimación de la PPNA en un sistema de cría vacuna bajo pastoreo de campo nativo

Con excepción de los meses setiembre, octubre y noviembre, las estimaciones de PPS resultaron superiores a las de PPC (Figura 4). Durante el periodo de mayo a agosto la PPC resultó nula y la PPS registró los valores más bajos (Figura 4). El sistema criador debe «operar» con diferimiento de forraje en pie y reservas corporales (condición corporal) en el animal, desde el fin de verano-otoño al fin de invierno. El número de meses y la magnitud del déficit de energía para una vaca de cría pueden variar con la carga animal, el año y la ubicación temporal del entore y destete definitivo. No obstante, las posibilidades de diferir forraje de una estación a otra se asoció con la intensidad del pastoreo y la distribución espacial del mismo. Si la intensidad de pastoreo promedio se ubica en niveles de oferta de forraje cercanos al 10-12% kgMS/100 kg PV/día (Nabinger, 2000; Soca *et al.,* 2008) en la mayoría de los años será posible el diferimiento de forraje en pie. Con los niveles de intensidad y altura del pasto con los cuales se maneja actualmente el campo nativo (Cuadro 2) resultan escasas las posibilidades de diferimiento de forraje. No obstante, las experiencias de validación de tecnología sobre reasignación de forraje a la cría donde sólo se consideró la evolución de condición corporal y se trabajó con la intensidad de pastoreo que opera en los sistemas reales, mostró un importante impacto en el resultado económico de la cría vacuna (Soca *et al.,* 2003).

Las estimaciones de PPS durante el período 2006-2008 en los sitios donde se realizaron los cortes de forraje resultó afectada por la interacción estación del año y potrero ($P<0.001$) (Figura 5). Dichos resultados confirman que la heterogeneidad natural de la PPNA de los sistemas de cría vacuna sobre campo natural presentó importantes variaciones en escala temporal (estaciones o meses) y. espacial (potreros o sitios dentro de un potrero).

A través del empleo del satélite podemos caracterizar la heterogeneidad espacial y temporal pudiendo incluir ambas dimensiones en el manejo de las pasturas. Esto podría constituir una herramienta adicional para el ajuste global y estacional de la oferta de forraje propuesto por la investigación en pastoreo de campo nativo (Nabinger 2000, Soca *et al.,* 2008).

Con carga animal fija sin considerar la heterogeneidad espacial en la toma de decisiones, la distribución espacial del pastoreo puede resultar en una mala

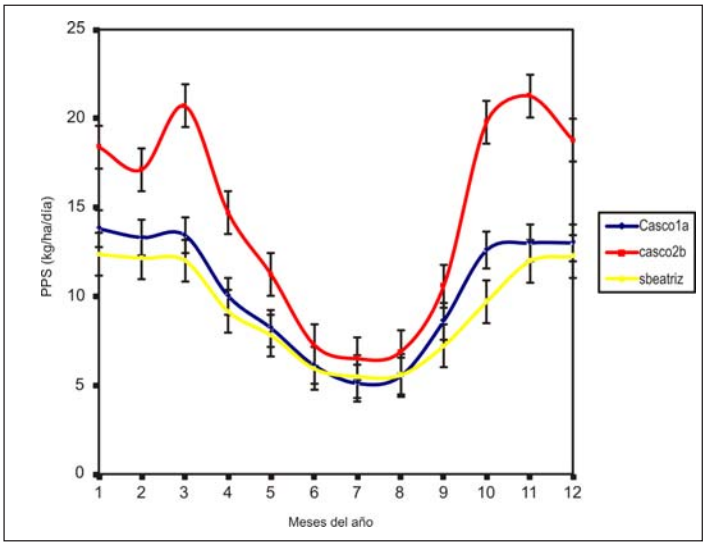


Figura 5. Dinámica anual de la Productividad primaria neta aérea estimada por imágenes satelitales (PPS) en los diferentes potreros (promedios de mínimos cuadrados y error standard de la estimación).

utilización del recurso por sobre o sub pastoreo con la consecuente reducción de la PPNA y deterioro del pastizal (Archer y Smeins 1993). La información satelital constituye una buena herramienta para la corrección de la distribución espacial del pastoreo.

La superioridad de Casco 2 en la PPS anual ($p<0,0001$) resultó explicada por la productividad durante primavera, verano y otoño. Esto podría asociarse con cambios en el tipo de suelo, la composición botánica y una mejor condición de la pastura del potrero Casco 2. La condición de la pastura representada por su grado de cobertura, explicó la eficiencia del uso de la radiación y la PPC o PPS (Figura 3).

A partir del mes de septiembre y durante el verano, la PPS del potrero Casco 2 fue casi un 50 % superior a la PPS de los otros dos potreros (Casco 1 y SB). La historia anterior de pastoreo podría contribuir a explicar la inferior, pero no significativa diferencia de productividad de primavera-verano entre SB y Casco 1. Contar con potreros como Casco 2 contribuye a balancear el desequilibrio que en los sistemas de producción de cría sobre Cristalino superficial y/o en campos degradados, genera el déficit hídrico de fin de primavera- inicio de verano. Dicho déficit se agrava en años con primavera seca.

De ser detectada la variabilidad espacial entre potreros mediante el empleo de la información satelital, sería una importante contribución al manejo espacial y temporal de la carga animal. Si esta variabilidad en el recurso forrajero coexiste, los potreros con menor productividad estival por degradación o sensibilidad a la sequía o ambos, podría diferirse su uso desde primavera hacia verano o desde verano a otoño. A su vez se puede hacer un manejo temporal porque es posible ubicar eventos fisiológicamente importantes del rodeo de cría, como ser la época y duración de entore, el flushing posparto o el destete definitivo (Soca *et al.,* 2007).

En el Uruguay, no se dispone de información sobre sistemas que emplean la información de satélite para planificar el uso de forraje predial, no obstante es posible plantear que el ajuste de la oferta de forraje total o estacional y/o la planificación de la distribución de eventos fisiológicos relevantes para el manejo del rodeo, encontrarán en la información satelital, una base de trabajo que brinda información fundamental para la toma de decisiones prediales. Esta información es de bajo costo económico y su impacto se traslada directamente al ingreso neto predial.

El modelo de PPS durante el mes de marzo en el potrero Casco 2, constituye un gran «seguro» frente a la posibilidad de diferir forraje de otoño a invierno, donde la PPNA con independencia del método de estimación empleado (Figuras 4 y 5) presentó los inferiores registros.

El destete definitivo en Febrero se podría realizar en los potreros SB y Casco1, mientras que una vez realizado el diagnostico de gestación temprano y clasificadas las vacas por estado corporal (Soca y Orscaberro, 1992), se podría destinar a potreros como Casco 2 las vacas en menor condición corporal con el objetivo de mejorar el estado desde fin de verano-otoño. De esa manera la identificación y cuantificación de la heterogeneidad espacio-temporal de la PPNA constituye una importante guía para implementar las Propuesta de Manejo de la Cría Vacuna en pastoreo de campo natural (Soca y Orcasberro 1992).

Variabilidad espacio temporal de la estimación de PPS durante 2000-2007

La evolución de la PPS durante el período 2000-2007 resultó afectado por el Año (P<0.0001), Potrero (P<0.0017), estación del año (P<0.000) e interacción Año*Estación (P<0.0001).

La PPS promedio resultó de 10,5 ± 2,38 kgMS.ha^{-1}.día^{-1} con marcadas diferencias entre años extremos (12 kg MS.ha^{-1}.día^{-1} en el año 2000 a 9 kg MS.ha^{-1}.día^{-1} en el año 2005). Durante el período 2000-2005 se encontró una caída sostenida de PPS (Figura 6). Asimismo la PPS varió según las las estaciones del año (Figura 7).

La PPS de otoño e invierno no presentó diferencias entre los años. Las diferencias entre años de la PPS fueron más notorias en el periodo primavera-verano (Figura 7).

No se encontró relación entre el porcentaje de preñez del rodeo entorado en primavera y la PPS estimada. La adopción de prácticas tecnológicas como el destete precoz estructural explicaría dicha falta de relación. No obstante, la producción de carne por unidad de superficie del predio no se modificó entre años «buenos» y presentó una estrecha relación con la precipitación anual y la ocurrida durante el verano (Figura 8).

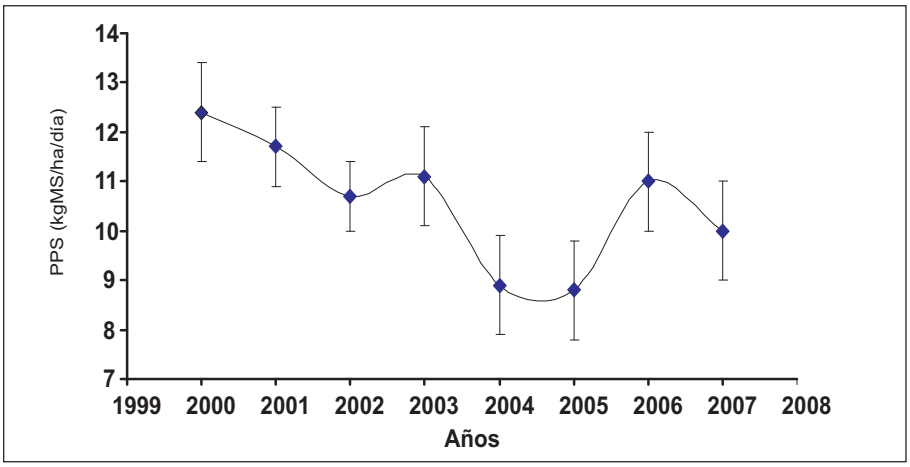


Figura 6. Dinámica anual de la Productividad primaria neta aérea estimada por imágenes satelitales (PPS) en kg MS ha^{-1} día^{-1} durante el período 2000-2007 (promedios de mínimos cuadrados y error estándar de la estimación).

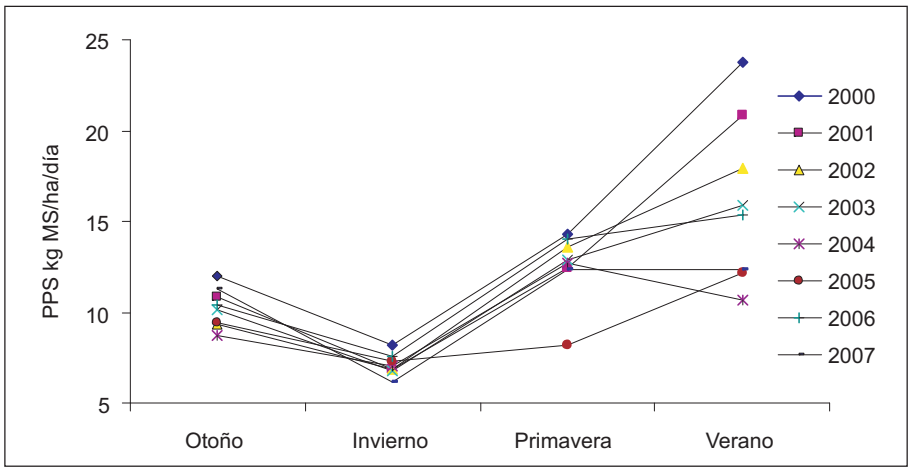


Figura 7. Dinámica estacional de la Productividad Primaria Neta Aérea estimada por imágenes satelitales (PPS) en los diferentes años de estudio (promedios de mínimos cuadrados).

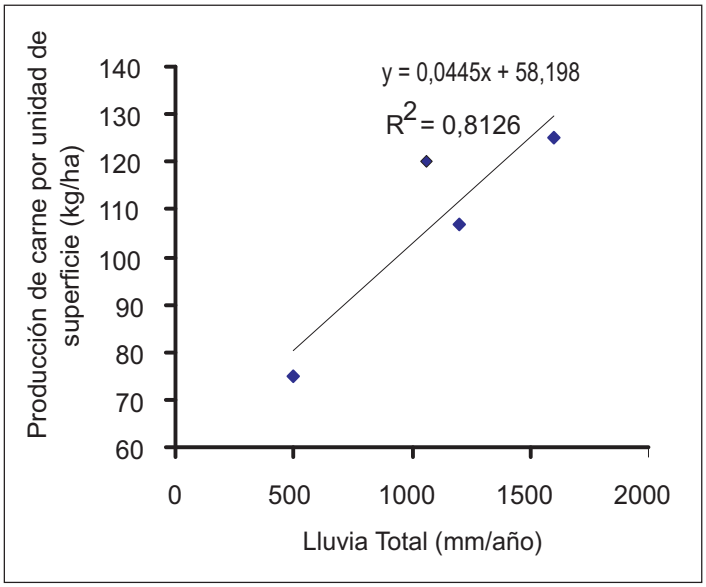


Figura 8. Relación entre precipitación y producción de carne por unidad de superficie durante el período 2004-2008.

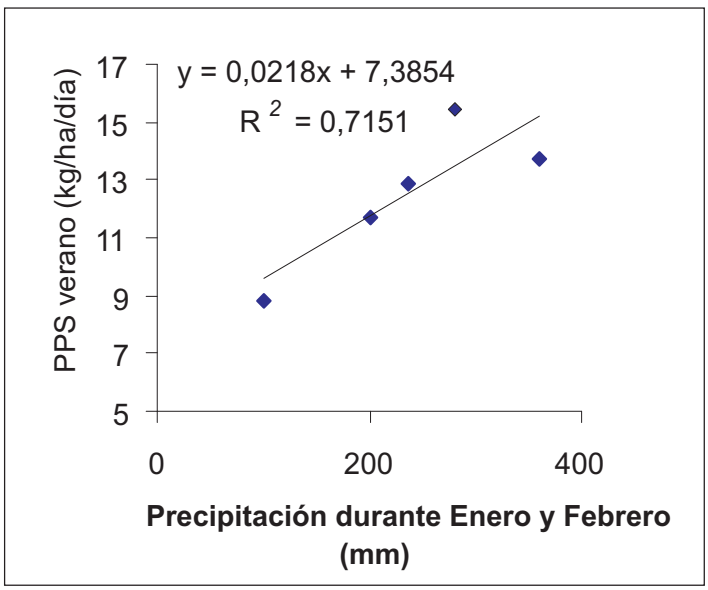


Figura 9. Relación entre la precipitación durante enero y febrero y la Productividad primaria neta aérea estimada por imágenes satelitales (PPS).

En base a la serie de datos aportada por el LART de la UBA, la PPS de verano presentó relación lineal con la precipitación ocurrida en el verano (Figura 9).

Aún en sistemas que cuentan con el 30 por ciento del área total mejorada, la variabilidad climática incidió sobre los niveles de producción de carne por hectárea global. Esto confirma que la productividad global y por ende el resultado económico «se define «en el 70 por ciento del área de campo nativo y que los procesos de «intensificación» de la ganadería deben de enfocarse desde la determinación de la PPNA y capacidad de carga del campo nativo.

En los sistemas de cría vacuna, durante el verano transcurre el entore y gran parte de la lactancia. La variabilidad en la pastura se traslada directamente al porcentaje de preñez, fluctuaciones del peso al destete e ingreso económico del sistema de cría (Soca *et al.,* 2007). Es importante por lo tanto tomar decisiones que «amortiguen» dicha variabilidad. El flushing y destete temporario constituyen herramientas que permiten «amortiguar» dichos efectos (Soca *et al.,* 2008). No obstante, el control de la oferta de forraje y cuantificación de la PPNA de los diferentes potreros, potenciará la aplicación de medidas tácticas al rodeo (Soca *et al.,* 2008). Estrategias de manejo en base al año «promedio» no serán las más eficientes para los años extremos. Por lo tanto contar con herramientas como la información satelital para detectar potreros más productivos en el verano (ej. Casco 2), monitorear la PPNA y el empleo del estado corporal permitirían cuantificar las variables de estado del sistema y tomar decisiones precisas que estabilicen el resultado productivo con bajo costo (Soca y Orcasberro 1992; Soca *et al.,* 2007).

Capacidad de carga del sistema de cría basada en estimaciones de la Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) por satélite (PPS) y cortes de forraje (PPC)

En el Cuadro 3 se presentan diversas estimaciones de la capacidad de carga (CC) estimadas en base a PPC, PPS y la bibliografía existente correspondiente a la región del Cristalino (Formoso 2005).

La CC estimada mediante PPC de ambos trabajos podría denominarse «***carga animal segura»***. En un sistema de cría vacuna con importante variabilidad en la producción de forraje dentro y entre años, sin aplicación de medidas de manejo de la relación planta-animal, un sis-

Cuadro 3. Capacidad de carga anual estimada según la productividad calculada por información de satélites (PPS) y por cortes de biomasa (PPC). Los valores representan promedios y error standard de la estimación.

Fuente de información	CC (Vacas/ha)
PPC $_{\text{Formoso (2005)}}$	0,87±0.1
PPS 2000-2008	1±0.2
PPC 2006-2008	0,56±1.2
PPS 2006-2008	0,84±0.09

tema de cría sobre Cristalino no debería superar la carga animal de 0.6 vacas por hectárea. Dicha información resultó similar que la simulación realizada para comparar la capacidad de carga animal y preñez elaborada en base a la producción de forraje de Cristalino y DICOSE (Soca *et al.,* 2007).

En este trabajo se encontró una relación estadísticamente significativa (r=0.7; P<0.001) entre capacidad de carga y porcentaje de destete con dos años de diferencia. Un sistema que no instrumenta medidas de «control»del pasto y estado corporal del animal, se comporta como un sistema de animales silvestres. En años buenos los animales mejoran el porcentaje de preñez y destete mientras que en años malos copian la variabilidad climática. Cuando un productor criador lo registra en el ingreso económico, el suceso ya ocurrió y el costo económico-financiero resultó muy elevado. Esto confirma la necesidad de contar con estimaciones de la PPNA en tiempo real y la elaboración de protocolos que integren la variación espacio.-temporal de la PPNA.

La Capacidad de carga estimada según los datos de productividad obtenidos de satélite (PPS) y los obtenidos por Formoso (2005), resultó un 20 por ciento superior a la estimada en base a la PPNA estimada por cortes (PPC) en este trabajo.

Dentro de año y potrero la CC resultó variable entre estaciones del año lo cual fundamenta una vez más la necesidad de emplear la PPS para planificar la utilización temporal y espacial del campo nativo. El empleo de la información satelital para monitoreo de cantidad, crecimiento y evolución de la condición corporal haría los sistemas sencillos en el manejo pero precisos en la toma de decisiones.

Balance de energía de la cría vacuna en pastoreo de campo nativo con cambios en la PPS y la carga animal

En la Figura 10 se presenta el balance de EM para la combinación de dos años contrastantes (PPS alta 2001 y baja 2005, p<0,001) y las necesidades de energía para 0.6, 0.8, 1 y 1.2 vacas/ha de un rodeo con parición de septiembre.

En años buenos y malos 0.6 vacas por hectárea siempre presentaron un balance de energía positivo. En el año 2001 (Figura 10 a) 0,8 y 1 vaca/ha presentó un balance de energía negativo durante 4 meses del año. Esto resultó similar a la propuesta de manejo del campo nativo con vacas de cría (Soca y Orcasberro 1992) donde dichas pérdidas son amortiguadas por el destete en marzo y la recuperación de estado corporal que ocurre en otoño. En 2005 (Figura 10, b) a 0.8 vaca/ha solamente en 3 meses del año se registraría un balance positivo y 1 vaca/ha ningún mes con balance cero o positivo. Por tanto, 0.6 sería la CC «segura» tanto en años buenos como malos. Con cargas de 0.8 y 1 se deberían de proponer ajustes estratégicos (control de condición corporal y oferta de forraje) y tácticos (destete temporario y flushing) para que el balance sea positivo. No obstante en «años malos» de mantener la carga animal deberíamos de incorporar la suplementación para controlar la intensidad de pastoreo. No se debería utilizar la estimación de CC promedio, pues la variabilidad climática es alta incluso en un período de 8 años. La CC estimada por las imágenes satelitales para el período 2000-2007 fue de 0.98 vacas/ha (Cuadro 6). Sin embargo 0.98 vacas/ha

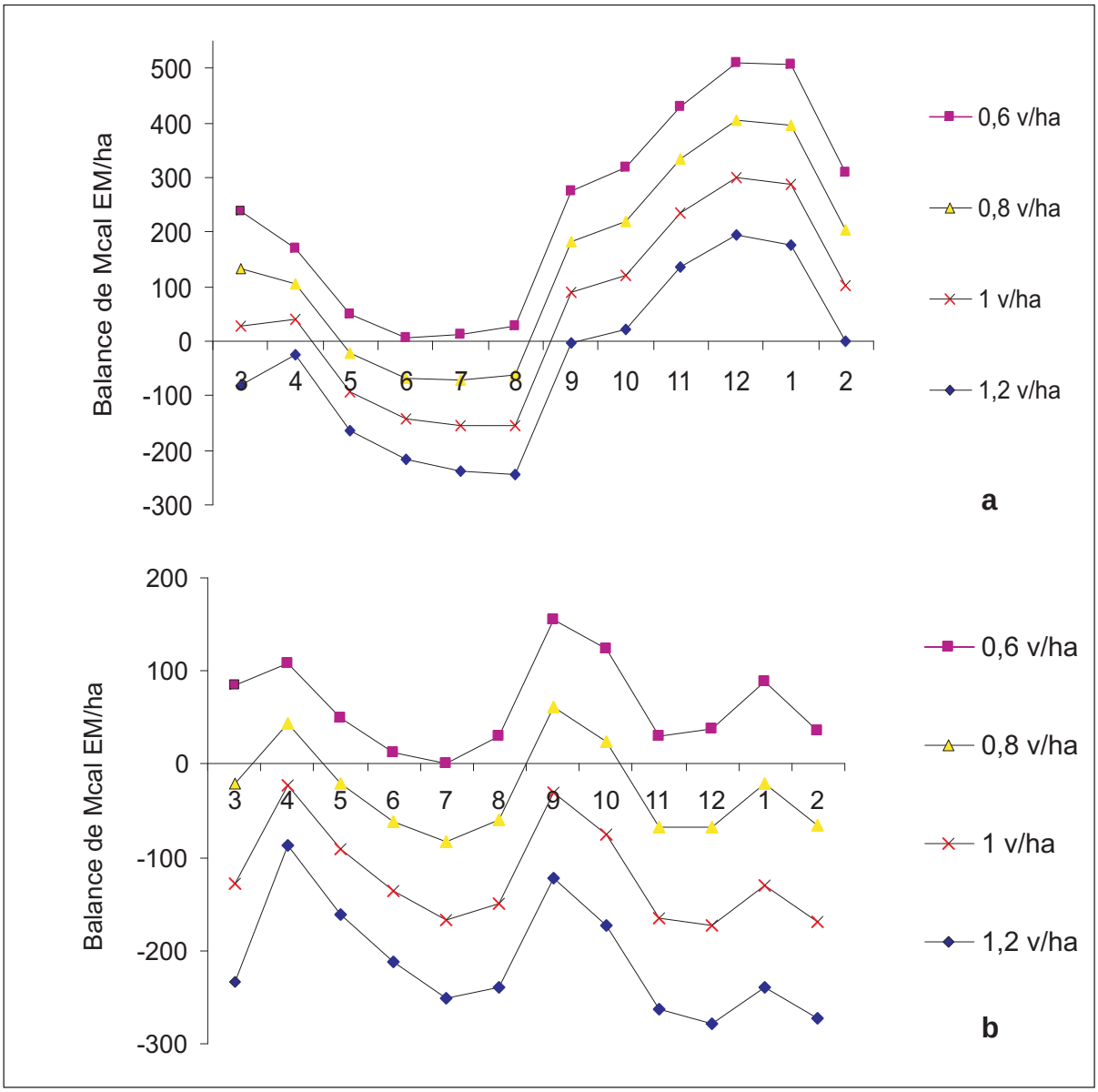


Figura 10. Balance mensual de la energía metabolizable (EM) para 0.6, 0.8, 1 y 1.2 vacas/ha. a) para el año 2001 y b) para el año 2005.

en 2005 resultó en déficit de energía durante todo el año. La variabilidad en la producción de forraje, consecuencia de la variabilidad climática, determina que menor carga animal resulten en una mayor y más estable producción e ingreso económico (Parsch y Torell, 1989). Debería incluirse la variabilidad en la producción de forraje en la toma de decisiones respecto de la carga animal del predio (Stafford Smith, 1996).

Esto explicaría el pobre desempeño reproductivo y económico de la cría «tradicional» del Uruguay y la necesidad de incluir en la planificación del uso del forraje, las medidas tácticas y estratégicas de manejo de la cría vacuna en campo natural (Soca *et al.,* 2008). La variabilidad en la producción de forraje en primavera-verano torna necesario el uso de tácticas de manejo como el Flushing y el destete temporario, elección del biotipo de vaca, oferta de forraje,

empleo del estado corporal y la altura de la pastura para predecir el comportamiento reproductivo y productivo del rodeo de cría (Soca y Orcasberro 1992; Soca *et al.,* 2007).

CONCLUSIONES

El uso de estimaciones satelitales de la PPNA para conocer la distribución temporal de la producción de forraje en diferentes potreros de un establecimiento, resulta un aspecto fundamental para la planificación de la cría vacuna en campo nativo. No obstante se requiere mayor calibración de los coeficientes de estimación de la PPNA y su empleo conjuntamente con modelos de predicción de la cantidad de forraje presente en el sistema.

Cuantificar la variabilidad espacial de la PPNA puede dar bases para mejorar la distribución de las cargas de pastoreo a escala de predio. Esto permitiría junto con el ajuste de la intensidad de pastoreo global, la aplicación de medidas de manejo del rodeo, la identificación de potreros o zonas con cambios en la productividad primaria que definen «potreros» de entore, parición, destete, etc. De esa manera permitirá mejorar el control de la variabilidad espacial de la PPNA lo que tiene un alto valor táctico y estratégico frente a escenarios de alta variabilidad climática. Es posible plantear la hipótesis de que el empleo del satélite para identificar la variabilidad espacial en la producción de forraje, permitiría mejorar la utilización del forraje y así el resultado físico-económico del sistema de cría sin modificar los costos de producción.

La estrategia de manejo de la PPNA se basa en medidas que:

a) permitan administrar o «diferir» la Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) de primavera y verano (heterogeneidad temporal).

b) integren diversos recursos edáficos y con historia anterior de manejo de manera de atenuar la variabilidad intraanual en dichas comunidades nativas (heterogeneidad espacial).

c) de acuerdo a los resultados obtenidos, el potrero Casco 2 podría (en veranos con precipitaciones normales) ser definido como un ***potrero de entore*** y que aporte forraje diferido desde el verano al otoño. Esto permitiría diferir forraje y destetar temprano (febrero) a los terneros. Mientras que Casco 1 sería un muy buen ***potrero para ubicar el último tercio de gestación y comienzo de la lactancia*** (heterogeneidad espacio-temporal).

d) en el potrero SB se justificarían medidas de manejo (reducción carga animal, supresión del pastoreo por períodos cortos del año (primavera donde existen especies invernales) de manera de comenzar con la recuperación del recurso SB

e) la variabilidad intraanual (entre estaciones), supera las encontradas entre años. Se torna necesario mejorar los modelos actuales con la información climática.

f) el concepto empírico de degradación (cobertura) se asoció positivamente con los niveles de eficiencia de uso de la radiación y PPS. Esto vuelve necesario protocolizar la estimación de la condición de pastizal nativo utilizado por vacunos a pastoreo.

g) los atributos de la pastura indicarían la necesidad de controlar la intensidad de pastoreo

h) el empleo de imágenes de satélite para estimar la variabilidad temporal y espacial de la PPNA conjuntamente con medidas de manejo como ajuste de la intensidad de pastoreo, empleo de la condición corporal en vacas y el diferimiento de campo, permitirá mejorar el resultado físico, a través de cambios en la producción por animal y unidad de superficie, y económico del sistema. Dichas mejoras constituyen un paso ineludible para la implementación de sistemas ganaderos de precisión y la caracterización y valoración del pastizal nativo como herramienta de secuestro de carbono.

BIBLIOGRAFÍA

ARCHER, S.; SMEINS, J. 1993. Ecosystem-Level processes. En: Heitschmidt, R. K., Stuth, J. W. Timber editores. Grazing management: an ecological perspective. Portland.

ALTESOR, A.; PIÑEIRO, G.; LEZAMA, F.; RODRÍGUEZ, C.; LEONI, E.; BAEZA, S.; PARUELO,J.M. 2005. El efecto del pastoreo sobre la estructura y el funcionamiento de las praderas naturales uruguayas: ¿Qué sabemos y cómo podemos usar ese conocimiento para manejarlas mejor? En: Seminario de actualización técnica en manejo de campo natural. Serie Técnica de INIA 151. Treinta y Tres, Uruguay.

BERRETTA, E.; RISSO, D.; MONTOSSI, F.; PIGURINA, G. 2000. Problems of animal production related to pastures in South America: Uruguay. En: Lemaire, G., J. Hodgson, A de Moraes C. Nabinger y P. Carvalho editores. Grassland Ecophisiology and Grazing Ecology. CAB International.

DAVIS, K. C.; TESS, M. W.; KRESS, D. D.; DOORNBOS, D. E.; ANDERSON, D. C. 1994. Life cycle evaluation of five biological types of beef cattle in a cow-calf range production system; I. Model development. Journal of Animal Science 72: 2585-2590.

FIELD, C. B.; RANDERSON, J. T.; MALMSTRÖM, C.M. 1995. Global net primary production: Combining ecology and remote sensing. Remote Sensing of Environment 51:74-88.

FORMOSO, D. 2005. La investigación en utilización de pasturas naturales sobre cristalino desarrollada por el secretariado uruguayo de la lana. En: Seminario de actualización técnica en manejo de campo natural. Serie Técnica de INIA 151. Treinta y Tres, Uruguay.

HEITSCHMIDT, R. K.; TAYLOR, C. A. 1991. Livestock production. Páginas 161–177 en: R. K. Heitschmidt y J. W. Stuth editores. Grazing management: an ecological perspective. Timber Press, Portland, OR, USA.

HUETE, A. R.; DIDAN, K.; RODRÍGUEZ, E. P.; GAO, X.; FERREIRA, L. G. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. Remote Sensing of Environment 83:195-213.

LYNCH, P. B. 1947. Methods of measuring the production from grasslands. A review of techniques employed by the Field Division. Department of agriculture. New Zealand Journal Science Technology. Sect. A. 28: 385-405.

MIERES, J. M.; ASSANDRI, L.; CÚNEO, M. 2004. Tablas de valor nutritivo de alimentos. Páginas 13-66. En: Mieres, J. M. editor. Guía para la alimentación de rumiantes. Montevideo, INIA. Serie Técnica Nº 142.

NABINGER, C. 2000. Grassland Ecophisiology and Grazing Ecology. En: Lemaire, G., J. Hodgson, A., de Moraes C., Nabinger y P. Carvalho editores. CAB International.

OESTERHELD, M. ; LEÓN, R. J. C. 1987. El envejecimiento de las pasturas implantadas. Su efecto sobre la productividad primaria. Turrialba 37:29-36.

OLMOS, F. 1992. Aportes para el manejo de campo natural. INIA. Serie Técnica Nº 20.

PARSCH, L. D.; TORELL, L. A. 1989. Economic considerations in grazing research. . C. Martin editor en*:* Grazing Research: Design, Methodology, and Analysis, G. CSSA Spec. Pub. 16. Crop Sci. Soc. of America, Inc., Am. Soc. Agronomy, Madison, WI.

PARUELO J. M.; EPSTEIN, H. E.; LAUENROTH, W.K.; BURKE, I. C. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the United States. Ecology 78:953-958.

PARSONS A.J.; CHAPMAN, C. 2000. The principles of Pasture growth and utilization. En A. Hopkins editor. Grass Its Production and Utilization. Third edition Blackwell Science.

PEREIRA G.; SOCA. P. 1999. Aspectos relevantes de la cría vacuna en Uruguay. En: Foro Organización de la Cría Vacuna, San Gregorio de Polanco, Tacuarembó. Trabajos presentados. Montevideo, Plan Agropecuario. 12 p. Consultado mayo de 2006 en www.planagro.com.uy/carga.php?id_estructura=53

PIÑEIRO, G.; OESTERHELD, M.; PARUELO, J. M. 2006. Seasonal variation in aboveground production and radiation use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. Ecosystems 9:357-373.

POTTER, C.S.; RANDERSON, J.T.; FIELD, C.B.; MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M.; MONEY, H.A.; KLOOSTER, S.A. 1993. Terrestrial ecosystem production: A process model based on global satellite and surface data. Global Biogeochemical Cycles 7:811-841.

REEVES M. C.; ZHAO, M.; RUNNING, S.W. 2006. Applying Improved Estimates of Modis Productivity to Characterize Grassland Vegetation Dynamics. Rangeland Ecology & Management 59:1-10.

RUIMY A.; SAUGIER, B; DEDIEU, G. 1994 Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data. Journal of Geographycal Research 99: 5263-5283.

SALA O; E.; AUSTIN, A. T. 2000. Methods of estimating aboveground net primary productivity. Páginas 31-43. En: Sala OE, Jackson RB, Mooney HA, Howarth RW editors. Methods in ecosystem science. Springer-Verlag New York, Inc.

SAS. 2001. SAS/STAT release 8 user guide. SAS Institute Inc. Cary, NC.

SEMMARTIN M.; OYARZABAL, M.; LORETI, J. M.; OESTERHELD, M. 2007. Controls of primary productivity and nutrient cycling in a temperate grassland with year-round production. Austral Ecology 32:416-435.

SOCA, P.; DO CARMO, M.; CLARAMUNT, M. 2007. Sistemas de cría vacuna en ganadería pastoril sobre campo nativo sin subsidios: propuesta tecnológica para estabilizar la producción de terneros con intervenciones de bajo costo y de fácil implementación. Avances en Producción Animal Vol 32 (1-2): 3-26.

SOCA, P.; OLMOS, F.; BENTANCOUR, D.; CAL, V.; SOSA, M.; DO CARMO, M. 2008. Variación en la producción y utilización del campo natural ante modificaciones en la intensidad de pastoreo y su repercusión en la condición corporal de vacas de cría. XXII Reunión del Grupo Técnico en forrajeras del Cono Sur. Grupo Campos. Minas Uruguay2008. ISBN 978; 9974-38.258-9 PP 231-233.

SOCA, P.; ORCASBERRO, R. 1992. Propuesta de manejo del rodeo de cría en base a estado corporal, altura de pasto y aplicación de destete temporario. En: Jornada Evaluación Física y Económica de Alternativas Tecnológicas para la Cría en predios ganaderos. 9 de octubre 1992. EEMAC. Facultad de Agronomía. Paysandú. Universidad de la República. Uruguay.

SOCA, P.; RINALDI, C.; ESPASANDÍN, A. 1998. Presiones de pastoreo, reducción del área pastoreada y comportamiento animal. In. Anales: XIV Reunión del grupo técnico regional del Cono Sur en mejoramiento y utilización de los recursos forrajeros del área tropical y subtropical: Grupo Campos. Ed: Elbio Beretta. INIA 1998. Serie Técnica Nº 94.

SOCA, P.; MANCUELLO.; C.; PEREIRA, G.; FERNÁNDEZ, M.; HERNÁNDEZ, P. 2003. Validación de tecnología ganadera para la cría vacuna en grupos PRONADEGA. Cangue Nº 24. Nº Especial.

STANDING COMMITTEE ON AGRICULTURE. 1990. Feedings standards for Australian livestock. Ruminants. Australia.

STAFFORD S. 1996. Management of rangelands: paradigms at their limits. In: The ecology and management of grazing systems. Eds. J. Hodgson, A. W. Illus. New York: CAB International. 466 p.

TRUJILLO, A.I.; ORCASBERRO, R.; BERETTA, V.; FRANCO, J.; BURGUEÑO, J. 1996. Performance of Hereford cows under conditions of varied forage availability during late gestation. Development of feed supplementation strategies for improving ruminant productivity on small-holder farms in Latin America through the use of immunoassay techniques. Proceeding of the final Research Coordination Meeting of a Co-ordinated Research Programme organized by the Joint FAO/IAEA Division o Nuclear Techniques in Food and Agriculture. IAEA-TECDOC-877.

Baeza, S.[1];
Paruelo, J.M.[2,3];
Lezama, F. [1,4]

[1]Unidad de Sistemas ambientales, Facultad de Agronomía,UDELAR. sbaeza@fgro.edu.uy
[2]Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección, IFEVA, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires CONICET.
[3]Grupo de Ecología de Pastizales (GEP), Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UDELAR.
[4]INIA, Estación Experimental Treinta Tres.

CAPÍTULO XI. Caracterización funcional en pastizales y sus aplicaciones en uruguay

Proyecto FPTA 175
Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

El funcionamiento de la vegetación (ej. intercambio de materia y energía) complementa y mejora las descripciones estructurales de los ecosistemas. Varios de los procesos del funcionamiento de los ecosistemas pueden ser analizados mediante el uso de imágenes de satélite. En este capítulo analizamos el funcionamiento de los pastizales uruguayos utilizando el análisis de series temporales de imágenes de satélite a partir de dos ejemplos. En primer lugar, describimos el funcionamiento de los pastizales naturales de las diferentes unidades geomorfológicas del Uruguay a diferentes escalas espaciales y mostramos cómo esta información puede utilizarse para la definición y monitoreo de áreas protegidas. En segundo lugar, describimos en forma detallada el funcionamiento de pastizales naturales de una de las áreas de pastizales naturales más extensa del Uruguay (Basalto superficial) y mostramos cómo se puede utilizar esta información para el manejo de sistemas productivos.

INTRODUCCIÓN

El funcionamiento de la vegetación, es decir, como ésta intercambia materiales y energía con el entorno que la rodea, es un atributo clave de los ecosistemas. Los humanos obtenemos beneficios (alimento, fibra, madera, control climático, protección contra deslizamientos o derrumbes, regulación de inundaciones, agua para beber, etc.) que derivan directa o indirectamente del funcionamiento de los ecosistemas (Daily, 1997) y más específicamente, del funcionamiento de la vegetación. Además de estas cualidades directamente involucradas con el mantenimiento de la vida en el planeta, el funcionamiento de la vegetación complementa y mejora las caracterizaciones estructurales de los ecosistemas (Valentini *et al.,* 1999). Los atributos funcionales de los ecosistemas (por ej.: productividad primaria neta, evapotranspiración, ciclado de nutrientes) permiten realizar valoraciones cualitativas y cuantitativas de algunos servicios ecosistémicos (Costanza *et al.,* 1997, Altesor, 2010 este volumen). Por otro lado, suelen responder más rápido que los atributos estructurales (composición de especies, riqueza, tipos funcionales de plantas, etc.) a los cambios en las condiciones ambientales (Myneni, 1997), debido a la inercia en la respuesta de los atributos estructurales (Pennington 1986, Milchunas y Lauenroth, 1995). Esta cualidad representa una ventaja en el diseño de monitoreos ambientales y en la toma de decisiones para el manejo. Por otra parte, varios de los atributos funcionales pueden ser evaluados directamente usando técnicas de teledetección (Paruelo *et*

al., 2001, Baeza *et al.,* 2006, Alcaráz *et al.,* 2006).

En los últimos años, la puesta en órbita de satélites con sensores capaces de obtener información sobre la superficie terrestre, ha generado una enorme cantidad de datos utilizados en el estudio de la Tierra. La teledetección y los sistemas de información geográfica (SIG) aparecen como herramientas importantísimas para el estudio de la vegetación. La teledetección provee una fuente permanente y sistemática de datos sobre el estado y distribución de la vegetación y los sistemas de información geográfica, constituyen una potente herramienta de análisis e integración de información espacialmente explícita. La capacidad de discriminar entre diferentes coberturas del suelo a partir de imágenes tomadas por satélite viene dada por la respuesta diferencial de los diferentes materiales en diferentes porciones del espectro electromagnético (Curran, 1985). El uso de series temporales de imágenes de satélite permite obtener información sobre la fenología de la vegetación bajo estudio y consecuentemente sobre su funcionamiento (Sellers *et al.,* 1997, Myneni *et al.,* 2002). La información recogida por sensores a bordo de satélites ha sido utilizada para caracterizar diferentes aspectos del funcionamiento de la vegetación como la evapotranspiración (Di Bella *et al.,* 2000), el balance de energía (Nemani y Runing, 1997) o la productividad primaria (Prince 1991). La cantidad de radiación reflejada en las longitudes de onda correspondientes al rojo (R) y al infrarrojo cercano (IR) muestra una estrecha relación con la actividad fotosintética de una superficie. Esto se debe a que los tejidos fotosintéticamente activos absorben una proporción alta de la radiación incidente en la banda del rojo (debido a que utiliza esa energía para la fotosíntesis) y reflejan una gran proporción de la radiación en la banda del infrarrojo (debido a la estructura de los tejidos fotosintéticos) (Guyot, 1990). Esta reflexión diferencial en las bandas del rojo y el infrarrojo cercano permite la construcción de índices espectrales relacionados con el funcionamiento de la vegetación. Uno de los más usados es el Índice de Vegetación Normalizado (IVN):

$$IVN = (IR-R) / (IR+R)$$

El IVN muestra una relación estrecha, positiva y lineal con la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación verde y por tanto con la productividad (Gallo *et al.,* 1985, Sellers *et al.,* 1992, Dye y Goward 1993, Di Bella *et al.,* 2004). El modelo de Monteith (1972,1977) brinda la base teórica para estimar la productividad primaria a partir de la cantidad de radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación.

$$PPN=\varepsilon*[fRFAA] \quad [1]$$

donde: PPN es la productividad primaria neta (kg de materia seca * área^{-1} * tiempo^{-1}); RFAA es la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (MJ * área^{-1} * tiempo^{-1}) y ε es la eficiencia de conversión de energía en biomasa (kg de materia seca * MJ^{-1}). RFAA puede a su vez ser descompuesta en dos factores (ecuación 2): la cantidad de radiación fotosinteticamente activa incidente (RFA) y la fracción de esa radiación interceptada por la vegetación (fRFA). RFA es conocida a través de su medición en estaciones meteorológicas, y fRFA, puede ser estimada a partir del IVN (Potter *et al.,* 1993, Ruimy *et al.,* 1994).

$$PPN = \varepsilon * [+fRFA * fRFA] \quad [2]$$

La relación positiva entre IVN y Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) ha sido demostrada por varios autores en diferentes ecosistemas y regiones geográficas (Tucker *et al.,* 1985, Box *et al.,* 1989, Prince, 1991, Paruelo *et al.,* 1997, Paruelo *et al.,* 2000, Piñeiro *et al.,* 2006a). Las evidencias empíricas y teóricas de la estrecha relación entre los datos espectrales y el funcionamiento de la vegetación es el motivo de la elección de este tipo de aproximación para analizar el funcionamiento de los pastizales en Uruguay.

El objetivo de este capítulo fue mostrar diferentes aproximaciones metodológicas para describir el funcionamiento de los pastizales del Uruguay, en términos de la dinámica de la intercepción de radiación y la productividad primaria, a partir de sensores remotos. En los apartados siguientes se describen dos ejemplos con diferentes objetivos, y realizados a diferentes escalas espaciales. El

primero es una descripción del funcionamiento de pastizales naturales de diferentes regiones geomorfológicas del país y de la potencial utilidad de esta información para la definición y monitoreo de áreas protegidas. En el segundo ejemplo mostramos cómo caracterizar el funcionamiento de diferentes comunidades de pastizales naturales a partir de un mapa detallado de la vegetación y como podemos usar esa información para el manejo de sistemas productivos.

CARACTERIZACIÓN FUNCIONAL DE PASTIZALES EN DISTINTAS UNIDADES GEOMORFOLÓGICAS Y SU USO CON OBJETIVOS DE CONSERVACIÓN

En esta sección realizamos una descripción preliminar del funcionamiento de los pastizales de las distintas unidades geomorfológicas del Uruguay trabajando a dos escalas espaciales. Por un lado describimos el funcionamiento de las unidades censales del censo general agropecuario cuya cobertura de pastizales naturales era, al momento de realización del censo (año 2000), ampliamente mayoritaria en la unidad censal. Por otro lado describimos el funcionamiento de pastizales naturales y seminaturales a nivel de celdas de 250 x 250 m (el tamaño de un píxel MODIS, ver mas adelante) para una serie de áreas piloto distribuidas por aquellas zonas del país en que había cartografías disponibles. Finalmente, se discute la utilidad de esta información para la toma decisiones por parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) en desarrollo en Uruguay. Se evaluó en qué medida las áreas incorporadas al SNAP y aquellas en vías de incorporación abarcan la heterogeneidad representada en el espacio funcional definido por las áreas piloto de pastizales naturales de nuestro país. Este trabajo se realizó en el marco del acuerdo de colaboración entre el Proyecto «Fortalecimiento de Capacidades para la Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay» (DINAMA/MVOTMA - PNUD/GEF, URU/05/001) y la Facultad de Ciencias.

Métodos

Para analizar la información sobre el funcionamiento en todos los casos se utilizaron series temporales de imágenes EVI (Enhanced Vegetation Index) del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) a bordo del satélite TERRA. El EVI es un índice espectral similar en su concepción al IVN ya descrito, pero que incorpora en su cómputo a la banda del azul. Esto permite mejorar la calidad de las imágenes, evitando la saturación del índice a altos niveles de área foliar y reduciendo el efecto de la señal producida por el suelo (Huete *et al.,* 2002). Como en el caso del IVN muestra una relación linear y positiva con la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por el dosel y por ende con la productividad primaria. El MODIS Land Science Team (http://modisland.gsfc.nasa.gov/) produce una imagen de EVI cada 16 días con una resolución espacial de 250 x 250 m, de distribución gratuita para la investigación. Utilizamos la serie temporal EVI-MODIS para el periodo 2000-2006 y la resumimos en un «año promedio» compuesto por 23 imágenes a intervalos de 16 días. El funcionamiento de los pastizales fue comparado en términos de todo el año promedio y en términos de tres descriptores sintéticos de las curvas estacionales del EVI: la integral anual (EVI-I), un estimador de la productividad primaria; el rango relativo (RREL) y la fecha del máximo (FMAX), estimadores de la estacionalidad en las ganancias de carbono (Figura 1). Estas características resumen importantes atributos del funcionamiento ecosistémico (Nemani y Running 1997, Paruelo *et al.,* 1998) y explican la mayoría de la variabilidad temporal de los índices de vegetación en áreas templadas (Paruelo *et al.,* 1993, Paruelo y Lauenroth 1995).

Para el análisis a nivel de unidad censal se seleccionaron aquellas unidades cuya superficie de campo natural, según el censo agropecuario del 2000 (MGAP-DIEA 2000), superaba el 90 %. Estas unidades censales caen dentro de cuatro unidades geomorfológicas según la división propuesta por Panario (1987): Cuesta basáltica, Cuenca Sedimentaria del NE, Sistema de planicies y fosa de la Laguna Merin y Sierras del Este (Figura 2).

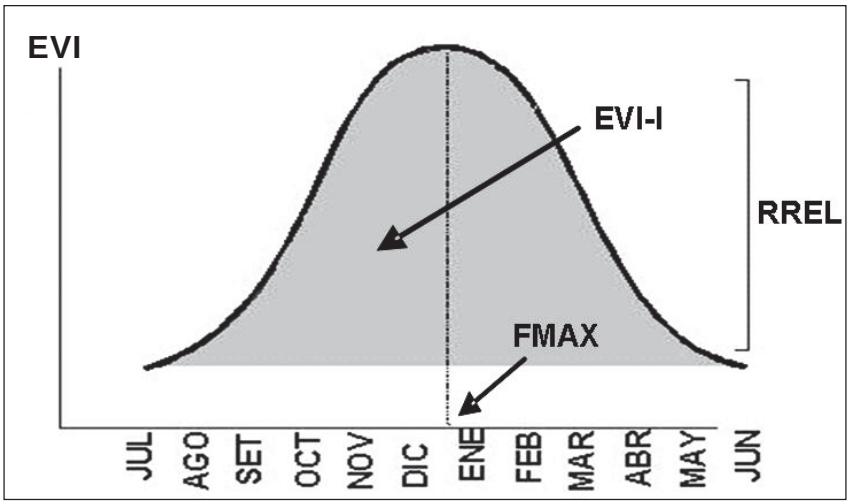


Figura 1. Curva idealizada de la dinámica temporal del EVI (Enhanced Vegetation Index) identificando los descriptores sintéticos utilizados. EVI-I: integral anual del EVI; FMAX: Fecha del máximo valor de EVI; RREL: Rango relativo del EVI (diferencia entre el valor máximo y el mínimo dividido la integral anual).

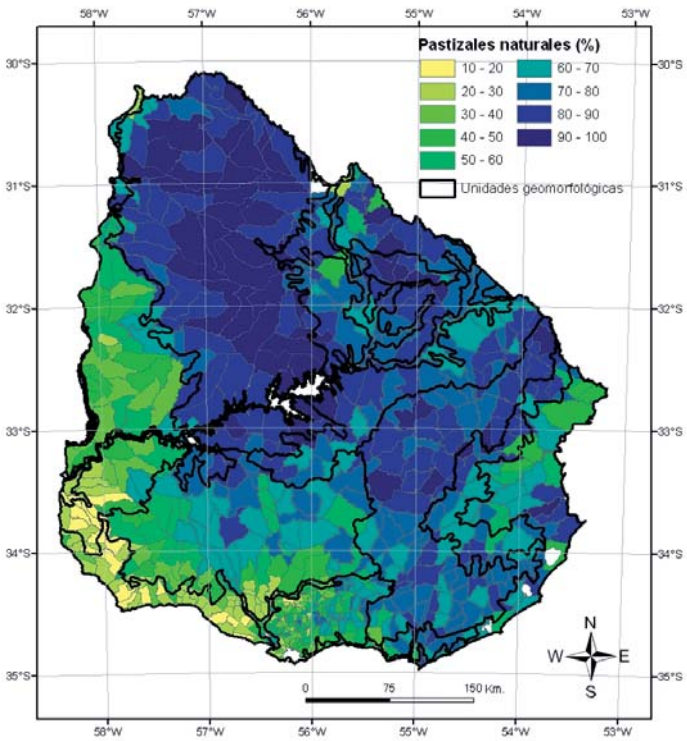


Figura 2. Porcentaje de pastizales naturales por sección censal. Elaboración propia a partir de datos del Censo General Agropecuario (MGAP-DIEA 2000).

Para limitar el análisis exclusivamente a los pastizales utilizamos cartografías previamente realizadas que abarcan porciones de la mayoría de las unidades geomorfológicas de Uruguay. Estas cartografías fueron generadas por Baldi y Paruelo (2008) con imágenes Landsat (resolución espacial 30x30 m) comprendidas en el período 2002-2004. A partir de estas clasificaciones seleccionamos 581 áreas piloto de pastizales naturales y seminaturales distribuidas por las diferentes unidades geomorfológicas (Figura 3).

Finalmente, utilizamos la información sobre el funcionamiento de las áreas piloto de pastizales naturales y seminaturales para evaluar en qué medida las áreas candidatas para la conformación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) eran representativas del funcionamiento ecosistémico de los pastizales (la cobertura del suelo mayoritaria en Uruguay). Para esto extrajimos los mismos atributos de las curvas temporales de EVI (EVI-I, FMAX y RREL), esta vez para las zonas a incluir en el SNAP, y los comparamos con el espacio funcional definido por las 581 áreas piloto de pastizales naturales y seminaturales.

Resultados y discusión

El funcionamiento de los pastizales naturales de las cuatro unidades geomorfológicas analizadas a nivel de las unidades censales del censo agropecuario fue claramente distinto en su dinámica anual (Figura 4). Los pastizales de la Cuesta basáltica (CB) son los menos productivos (menor integral anual de EVI), con

valores inferiores a los otros tres a lo largo de todo el año. Esto se explica por la gran proporción de suelos superficiales presentes en esta unidad geomorfológica, que imponen fuertes restricciones al crecimiento vegetal. Los pastizales de la CB presentan una dinámica bimodal con un pico de producción en primavera (octubre-noviembre) y otro menos pronunciado a comienzos del otoño. Estos dos picos de crecimiento pueden explicarse por la abundancia relativa de especies C3 y C4 (Lezama et al 2006, Baeza *et al.,* 2010). Los pastizales del Sistema de planicies y fosa de la Laguna Merin (SPFLM) son los más productivos (mayor EVI-) y en general presentan los valores más altos de EVI a lo largo de todo el año. La ausencia de un descenso estival en los valores de EVI (fecha en que esta unidad presenta los valores máximos de EVI) probablemente se deba a la falta de restricciones hídricas debidas a la posición topográfica y a la presencia de bañados. Los pastizales correspondientes a la Cuenca Sedimentaria del NE (CSNE) y las Sierras del Este (SE) presentan una dinámica unimodal en su productividad cuyos máximos valores de EVI se ubican en primavera; evidenciando un componente C3 importante y/o restricciones hídricas estivales.

Los atributos derivados de las curvas de dinámica estacional, EVI-I, RREL y FMAX (Figura 5 a, b y c respectivamente), nos permiten diferenciar los distintos tipos de pastizal. Los pastizales del SPFLM y la CSNE son los de mayor variación intraanual, esto probablemente refleje además de las condiciones ambientales, la proporción relativa de gramíneas C3 y C4 con muy baja cobertura de gramíneas invernales. Los pastizales del SPFLM tienen la fecha de máximo valor de EVI (FMAX) muchos días después en la estación de crecimiento que los pastizales de las otras regiones (fines de diciembre), probablemente debido a menores restricciones hídricas. Hay que tener en cuenta que el análisis a este nivel resume el comportamiento promedio de lo que ocurre en toda la unidad censal, incluyendo (aunque en baja proporción), otros tipos de uso/cobertura del suelo además de campo natural.

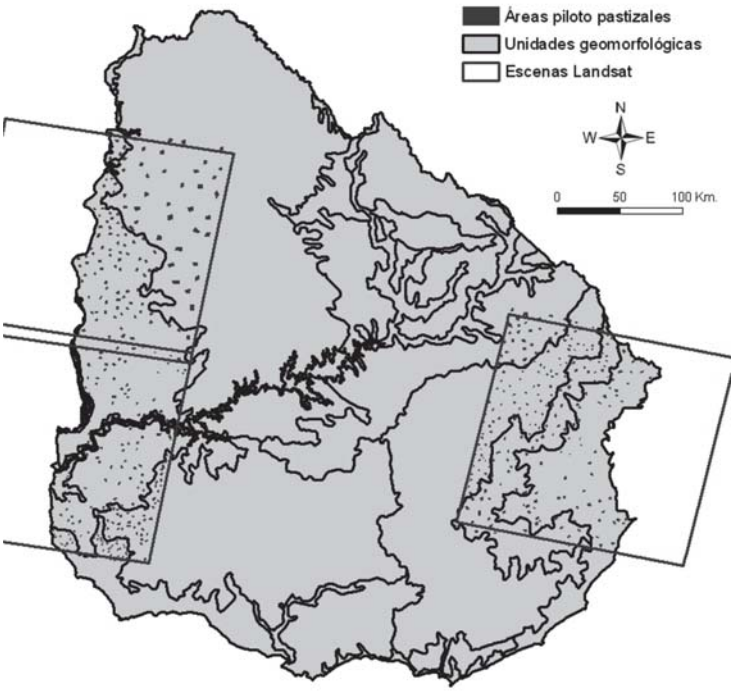


Figura 3. Distribución de las Áreas piloto de pastizales naturales y seminaturales en las diferentes unidades geomorfólogicas. Los recuadros de las escenas Landsat corresponden a las cartografías realizadas por Baldi y Paruelo (2008).

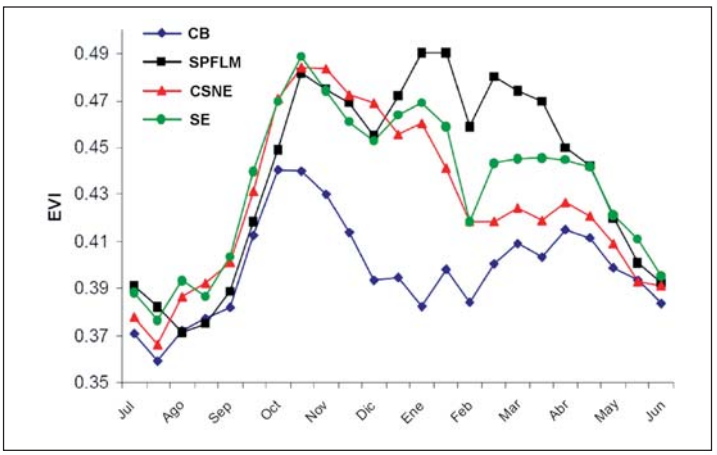


Figura 4. Dinámica anual del EVI para secciones censales con más de 90% de pastizales naturales correspondientes a 4 áreas geomorfológicas: Cuesta basáltica (CB), Sistema de planicies y fosa de la Laguna Merin (SPFLM), Cuenca Sedimentaria del NE (CSNE) y Sierras del Este (SE).

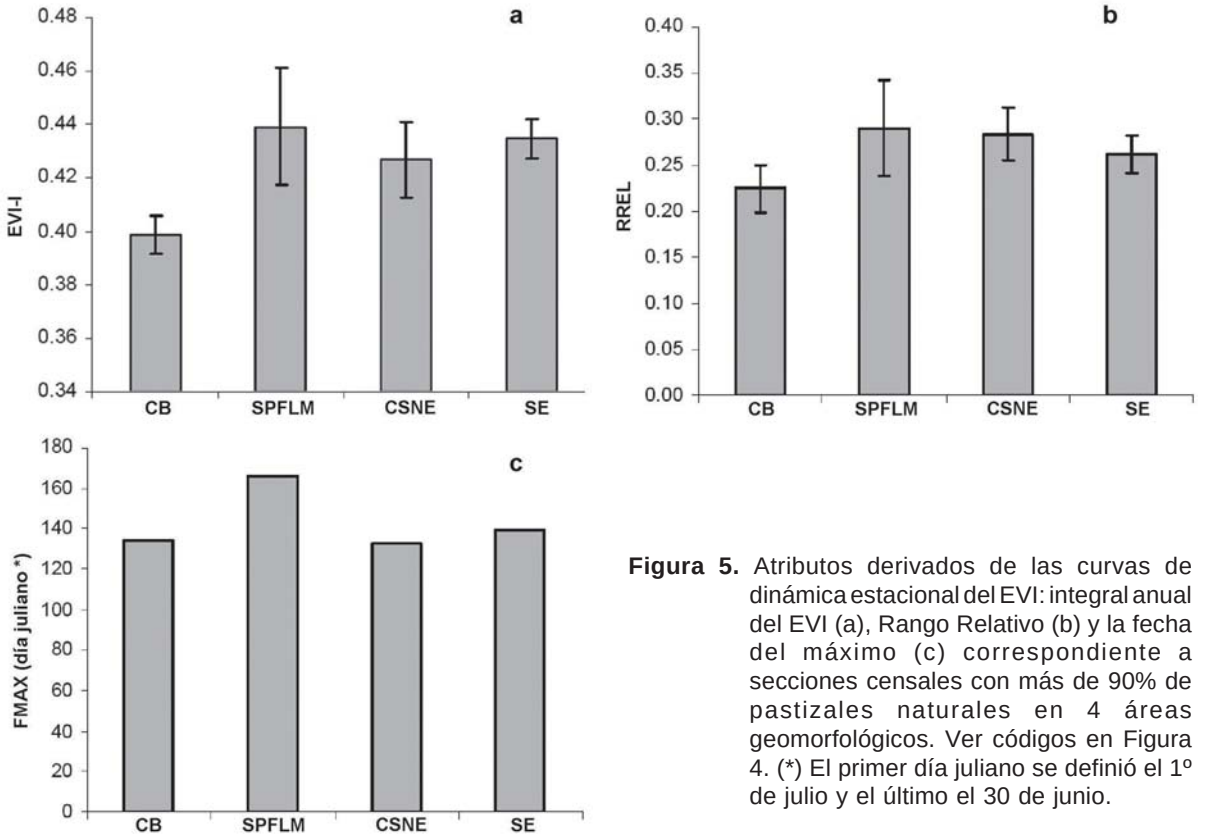


Figura 5. Atributos derivados de las curvas de dinámica estacional del EVI: integral anual del EVI (a), Rango Relativo (b) y la fecha del máximo (c) correspondiente a secciones censales con más de 90% de pastizales naturales en 4 áreas geomorfológicos. Ver códigos en Figura 4. (*) El primer día juliano se definió el 1º de julio y el último el 30 de junio.

A continuación se presentan los resultados del análisis correspondiente a cada una de las Unidades Geomorfológicas (UG) a partir de áreas piloto de pastizales naturales y seminaturales (AP) (Figura 3). Los pastizales difirieron en cuanto a su dinámica estacional entre UG. Al igual que el análisis a nivel de unidad censal, los pastizales de la Cuesta basáltica presentaron los valores más bajos de productividad (EVI), con el máximo más temprano (entre octubre y noviembre) y presentaron un segundo pico menos pronunciado en el otoño (Figura 6a). Las AP de pastizales correspondientes a la Cuenca Sedimentaria del Noreste y a las Colinas y Lomas del Este presentaron altos valores en las ganancias de carbono, con el máximo a finales de la primavera (noviembre-diciembre) y un segundo pico, menos pronunciado, en enero-febrero (Figura 6a). Estas dos regiones poseen sin embargo firmas fenológicas claramente distinguibles, la Cuenca Sedimentaria del Noreste presenta mayor variación intraanual (Figura 7c), con valores muy bajos del EVI a finales del verano lo cual podría indicar limitaciones hídricas.

Los pastizales correspondientes a la Cuenca Sedimentaria del Litoral oeste, Región Centro-sur y Cuenca Sedimentaria del Suroeste presentaron una dinámica bimodal, con valores máximos en primavera y finales del verano (Figura 6b). Es importante señalar que el parecido de los pastizales de la Región Centro sur con ambas cuencas sedimentarias puede ser artefacto de la elección de las AP. Podría esperarse que los pastizales ubicados sobre suelos superficiales del basamento cristalino tuvieran un comportamiento fenológico diferente a aquellos ubicados sobre suelos profundos de las cuencas sedimentarias. En este sentido el análisis estructural y funcional de la región Centro-Sur se encuentra en proceso, por lo que esperamos aclarar este tipo de interrogantes. Fenológicamente los pastizales de la Cuenca Sedimentaria del Suroeste se distinguen por presentar la mayor variación intranual, indicando una marcada estacionalidad (Figura 7c).

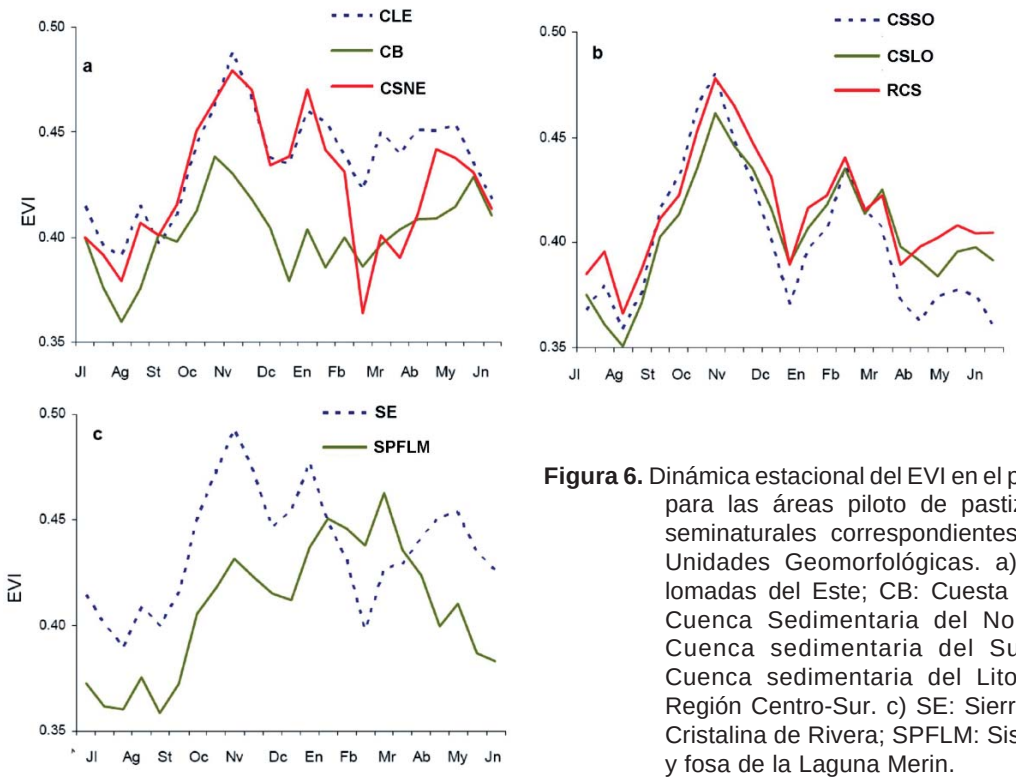


Figura 6. Dinámica estacional del EVI en el período 2000-2006 para las áreas piloto de pastizales naturales y seminaturales correspondientes a las diferentes Unidades Geomorfológicas. a) CLE: Colinas y lomadas del Este; CB: Cuesta Basáltica; CSNE: Cuenca Sedimentaria del Noreste. b) CSSO: Cuenca sedimentaria del Sur-Oeste; CLSO: Cuenca sedimentaria del Litoral Oeste; RCS: Región Centro-Sur. c) SE: Sierras del Este e Isla Cristalina de Rivera; SPFLM: Sistema de planicies y fosa de la Laguna Merin.

La región correspondiente al Sistema de Planicies y Fosa de la Laguna Merim también se distingue claramente por su fenología presentando el pico productivo a finales del verano, lo cual la diferencia muy claramente de las otras regiones (Figura 6c). Como decíamos en el análisis a nivel de unidad censal, la ausencia de restricciones hídricas importantes en el verano podría explicar este patrón. Finalmente, las AP de pastizales de las Sierras del Este e Isla de Rivera muestran una curva bimodal con un primer pico productivo en noviembre y un segundo, menos pronunciado, en el otoño, también en este caso se observan descensos en las ganancias de carbono a finales del verano (Figura 6c). El estrés hídrico acumulado de todo el período estival podría estar explicando esta caída. Los valores mayores en el estimador de la productividad primaria (EVI-I) para el período 2000-2006 los presentaron los pastizales correspondientes a SE y CLE, los más bajos corresponden a la Cuesta basáltica y CSSO (Figura 7a).

Las áreas piloto correspondientes a tres unidades geomorfológicas (CLE, CSNE y SPFLM) presentaron la moda de la fecha del máximo valor de EVI (FMAX) los primeros días de noviembre, mientras que el resto lo hizo 20 días antes (Figura 7b). Los pastizales de la CSSO presentan la mayor variación intraanual con los valores más altos del rango relativo (Figura 7c).

El uso de la información sobre el funcionamiento para la definición y gestión de espacios protegidos

El análisis del funcionamiento de la red de áreas protegidas propuestas para su ingreso al SNAP permitió encontrar tanto áreas con funcionamiento «común» como con funcionamiento «singular», cuando se compararon con el funcionamiento de las áreas piloto de pastizal, la cobertura del suelo dominante en Uruguay. Se observa que 3 de las áreas se

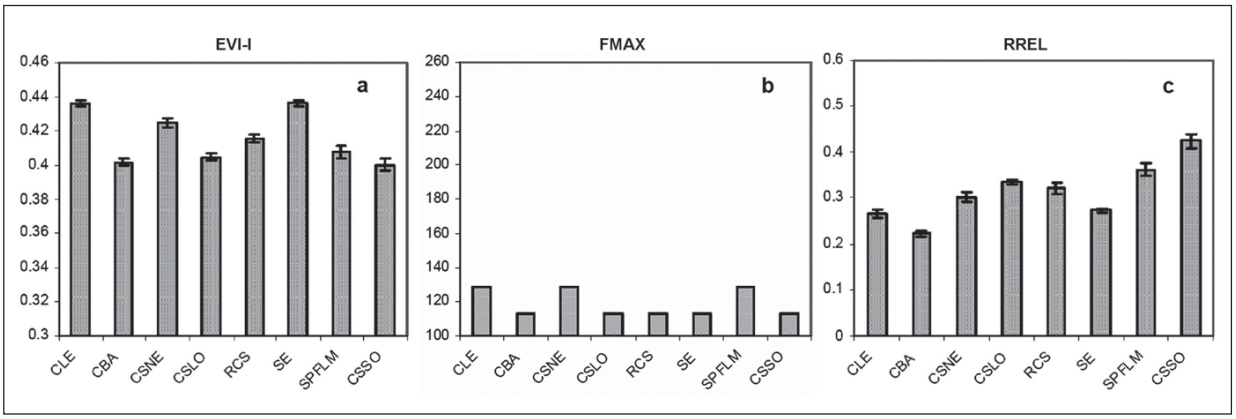


Figura 7. Atributos funcionales de los derivados de las curvas estacionales de EVI-MODIS, para el período 2000-2006, de las áreas piloto de pastizales naturales y seminaturales correspondientes a las diferentes Unidades Geomorfológicas. (Ver códigos en Figura 6) (a): integral anual del EVI, (b): fecha del máximo valor de EVI, (c): Rango Relativo del EVI. FMAX esta expresado en días julianos, definiendo el primer día juliano el 1º de julio y el último el 30 de junio.

superponen con el núcleo más denso de AP de pastizal (Figura 8). Estas corresponden a la laguna de Rocha, Lunarejo y Chamangá. La Quebrada de los Cuervos ocupa una posición marginal dentro de ese núcleo. Las otras tres unidades se separan claramente del resto de las AP de pastizal en el espacio definido por los atributos funcionales considerados. Esteros de Farrapos y Santa Lucía con valores bajos de EVI y alto rango relativo, probablemente por ser zonas inundables. Cerro Verde presenta los valores más bajos de intercepción de radiación y de variabilidad interanual, esto se explica porque gran parte del área está cubierta por arenales y puede haber «contaminación» de la firma espectral por señales de agua. Es importante considerar que las áreas fueron tomadas como una unidad aún cuando dentro de ellas coexisten tipos de cobertura bien distintos.Por ejemplo en la Quebrada de los Cuervos existe, además del monte de quebrada y arbustales, una zona de pastizales clausurados a la herbivoría por ganado doméstico por más de una década, así como laderas altamente pedregosas y suelo desnudo que ocupan una gran proporción del área.

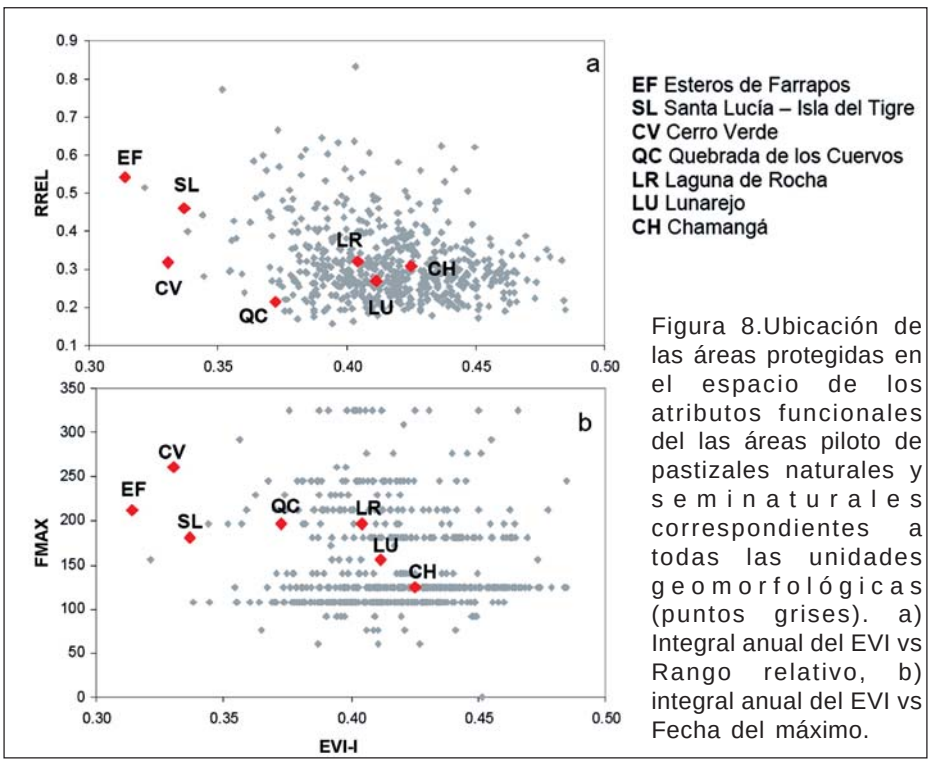


Figura 8.Ubicación de las áreas protegidas en el espacio de los atributos funcionales del las áreas piloto de pastizales naturales y seminaturales correspondientes a todas las unidades geomorfológicas (puntos grises). a) Integral anual del EVI vs Rango relativo, b) integral anual del EVI vs Fecha del máximo.

El análisis identifica espacios protegidos con características funcionales «comunes» altamente representadas en el espacio funcional definido por las áreas piloto de pastizal, come es el caso de Laguna de Rocha, Lunarejo y Chamangá. Se identificaron también espacios protegidos con características funcionales «singulares», como Esteros

de Farrapos, Santa Lucía y Cerro Verde. Estas áreas singulares cobran especial valor para su conservación ya que pueden ser ecosistemas irremplazables (Cabello *et al.,* 2008). Finalmente el análisis permite identificar «huecos» en el funcionamiento de la red de áreas protegidas a instaurar. Por ejemplo, no están representados dentro de las áreas candidatas, pastizales con altos valores de EVI-I (alta productividad). Este tipo de pastizales podrían estar amenazados por el avance de la frontera agrícola sobre suelos antiguamente dedicados a la ganadería extensiva. En los últimos años la expansión de los cultivos agrícolas, fundamentalmente soja, y la forestación para pasta de celulosa está relegando estos pastizales a posiciones marginales en el paisaje (Paruelo *et al.,* 2006, Baldi y Paruelo 2008).

FUNCIONAMIENTO DE LAS COMUNIDADES DE PASTIZAL NATURAL EN EL BASALTO SUPERFICIAL

En este apartado se presenta una caracterización funcional de pastizales realizada con la misma aproximación que en el apartado anterior, pero en este caso partimos de una descripción detallada del uso/cobertura del suelo de una de las regiones de pastizales naturales más extensa del Uruguay. La caracterización funcional de estos pastizales tuvo como paso previo la cartografía de las unidades de pastizal del basalto superficial a partir de muestreos de campo, análisis fitosociológico y clasificación supervisada de imágenes de satélite de alta resolución espacial.

Métodos

La zona de estudio se encuentra en la mitad norte de Uruguay en su porción central, ubicada sobre la unidad geomorfológica «Cuesta Basáltica» (Panario 1987), entre los 31º 35` y 32º 12` de latitud sur y los 56º 12` – 57º 20` de longitud oeste. El estudio se centró solamente sobre las unidades de suelo superficial «Cuchilla de Haedo - Paso de los Toros» y «Queguay Chico» debido al alto porcentaje de campo natural presente en el área, limitado a la porción del territorio para la cual existían censos de vegetación. Estas unidades de suelo representan en conjunto la mayor parte de la subregión del basalto superficial (aproximadamente 1.5 millones de hectáreas). Los suelos dominantes en el área de estudio son Hapludoles y Udorthents asociados a afloramientos rocosos (Altamirano *et al.,* 1976). En cuanto al clima, la región posee una temperatura media anual de aproximadamente 18 ºC y una precipitación media anual de alrededor de 1.300 mm (Dirección Nacional de Meteorología, 2009).

La heterogeneidad de la vegetación herbácea de la zona ha sido descrita recientemente utilizando el método fitosociológico a partir de 45 censos de vegetación distribuidos en la zona de estudio (Lezama, 2006). Este trabajo identificó seis comunidades agrupadas en tres unidades principales de vegetación que se distribuyeron a lo largo de un eje principal de variación florística relacionado con un gradiente de disponibilidad de agua. Las unidades principales fueron denominadas pastizales meso-xerofitos (A), estepas de litófitas (B) y pastizales meso-hidrofíticos (C) (BI,BII y BIII en Lezama *et al.,* 2010 este volumen). Baeza *et al.* (2010), cartografiaron estas unidades de vegetación, utilizando la información de los censos de vegetación e imágenes Landsat TM (resolución espacial 30 x 30 m) (Figura 9); analizando el funcionamiento de los pastizales en términos de la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (fRFA) y la productividad primaria neta aérea (PPNA). En este trabajo reportamos exclusivamente la caracterización funcional y su potencial uso para el manejo de sistemas productivos. Mas detalles sobre el proceso cartográfico pueden verse en Baeza *et al.* (2010).

El funcionamiento de cada clase de vegetación resultante de la clasificación supervisada de las imágenes Landsat fue analizado en base al IVN de las imágenes MODIS. Para esto superpusimos una grilla vectorial de 250 x 250 m, construida a partir de la serie de datos de IVN MODIS, donde cada celda coincide exactamente con la posición espacial de un píxel de las imágenes de la serie IVN-MODIS (Figura 10). Para cada celda de la

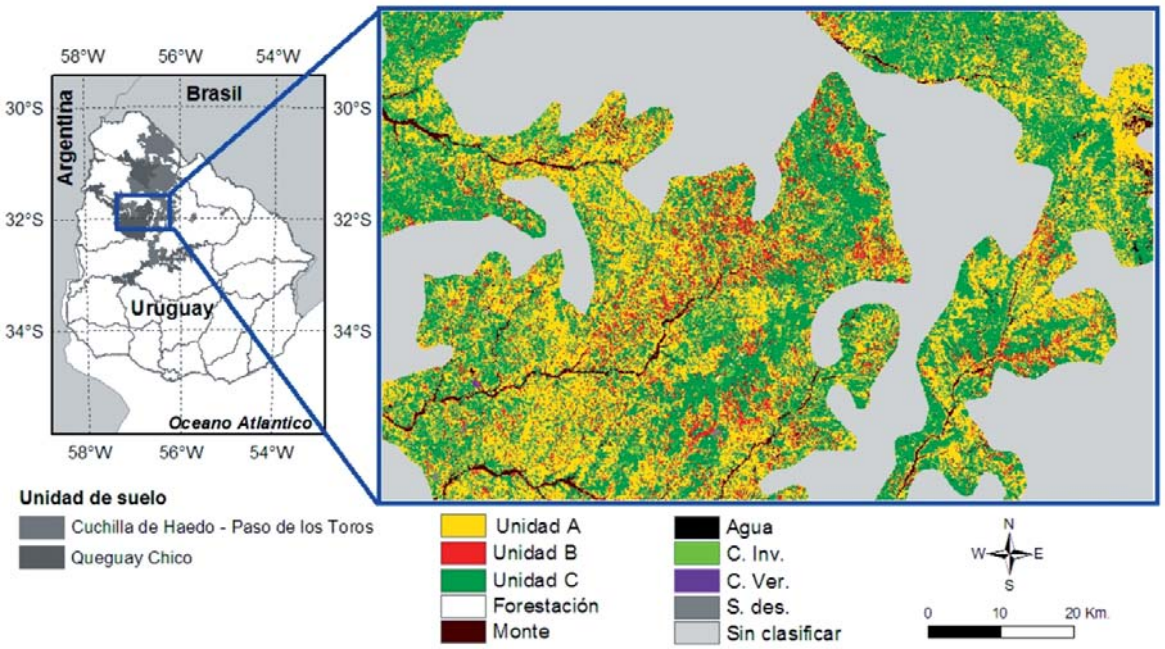


Figura 9. Mapa de uso/cobertura del suelo en el basalto suprficial generado a partir de la clasificación supervisada de 2 imágenes Landsat TM (primavera y verano). Unidad A: pastizales meso-xerofíticos; Unidad B: estepas de litófitas; Unidad C: pastizales meso-hidrofíticos; C. Inv.: cultivos de invierno; C. Ver.: cultivos de verano; S. des.: suelo desnudo en ambas fechas de adquisición de la imágenes.

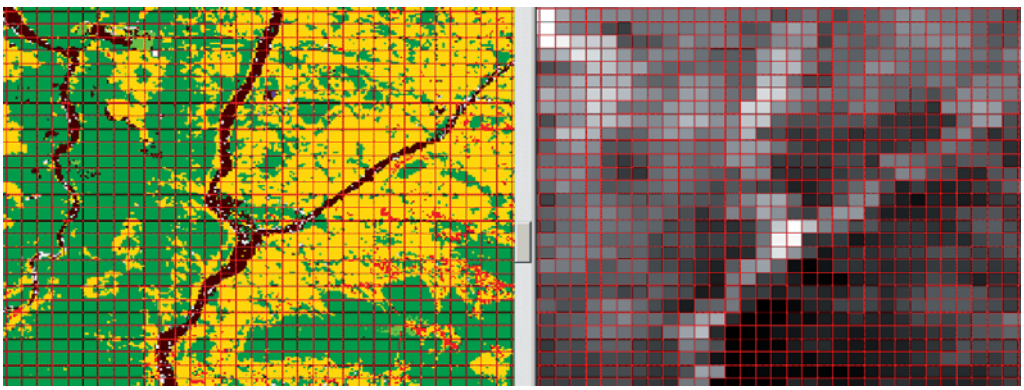


Figura 10. Método para la extracción de información funcional de las diferentes clases de pastizal. Izquierda: una porción de la clasificación supervisada de imágenes Landsat TM. Derecha: la misma porción del territorio en una imagen de IVN-MODIS. La cuadricula en rojo es una grilla vectorial construida a partir de los píxeles de las imágenes MODIS. Para cada celda de la grilla se extrajo la clase mayoritaria y la proporción de la celda que ocupaba. Todas aquellas celdas con más del 75% ocupado por una de las clases de pastizal fue considerada para el análisis funcional.

grilla se identificó la clase mayoritaria (moda) y la proporción de dicha clase dentro de la celda. Todas aquellas celdas cuya proporción superó el 0,75 fueron consideradas para caracterizar funcionalmente las clases generadas. Para cada celda se obtuvieron los valores de IVN de 112 imágenes a intervalos de 16 días durante el periodo 2000-2004, construyéndose así una serie de datos de IVN-MODIS asociada a cada celda.

Los valores de IVN fueron transformados a fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa interceptada por la vegetación verde (fPAR). fPAR expresa que

porcentaje del total de radiación fotosintéticamente activa incidente esta captando determinado tipo de vegetación, permitiendo comparaciones mas claras e intuitivas entre las diferentes clases. La transformación se realizo mediante interpolación lineal (Ruimy *et al.,* 1994). El máximo de NDVI se fijó como el 98 percentil de la serie temporal (IVN = 0,83), estableciéndose como el 95 % de FPAR interceptada (asumiendo saturación a valores de área foliar mayores). El mínimo de IVN se fijó como el 5 percentil de las áreas de suelo desnudo (IVN= 0,215), estableciéndose como FPAR = 0. La ecuación obtenida fue:

fRFA=MIN((-0,3321+1,5445*IVN);0,95) [3]

Las estimaciones de Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) se realizaron a partir de datos de fRFA derivados del sensor MODIS y datos climáticos de dos estaciones meteorológicas cercanas, utilizando una modificación del modelo de Monteith (1972) (ecuaciones 1 y 2):

PPNA = RFA * fRFA * εa [4]

donde: PPNA (g de materia seca m^{-2} $día^{-1}$) se calculó a partir de valores de radiación fotosintéticamente activa incidente (RFA) (MJ m^{-2} $día^{-1}$), la fracción de esa radiación interceptada por la vegetación verde (fRFA) y la eficiencia de conversión de energía en biomasa aérea (εa) (gMS MJ^{-1}). Los valores de RFA se obtuvieron del proyecto Biome BGC (http://www.ntsg.umt.edu/cgi-bin/show_good_ncdc_stations.pl) y corresponden a la estación meteorológica de Salto (Lat. 31º 24' S, Long. 57º 58' W). Se calcularon valores promedio de RFA a partir de valores diarios para los intervalos de 16 días correspondientes a las fechas de los compuestos de IVN MODIS.

Para estimar la eficiencia en el uso de la radiación, utilizamos la aproximación presentada por Piñeiro *et al.* (2006a) y Piñeiro *et al.* (2004), calculando los valores estacionales de εa a partir de una relación empírica con variables climáticas:

εa = 0,36206 + pEf * 0,00214 + tmax * -0,01141 [5]

donde: pEf es la precipitación efectiva acumulada en el periodo de tiempo considerado y tmax la temperatura máxima promedio para el mismo periodo. La precipitación efectiva es la cantidad de agua efectivamente disponible para las plantas y es calculada como el balance diario de agua a partir de la precipitación, la evapotranspiración potencial y la capacidad de almacenamiento de agua (Piñeiro *et al.,* 2006b). Los datos climáticos para calcular pEf se obtuvieron de la estación meteorológica de INIA Salto (http://www.inia.org.uy/disciplinas/agroclima/banco_met). La ecuación 5 fue calibrada específicamente con datos locales incluidos en el área de estudio (Piñeiro *et al.,* 2004). Se calcularon valores de PPNA para cada clase de pastizal a intervalos de 16 días para todo el período 2000-2004. La PPNA promedio anual para cada clase de pastizal se calculó promediando los valores de los 23 intervalos de tiempo MODIS para los 5 años de la serie de datos y multiplicándolo por la duración en días del intervalo (en general 16 días).

Los valores mensuales de fRFA y PPNA de los 5 años de la serie de datos fueron promediados y comparados usando ANOVA de medidas repetidas, donde la unidad de vegetación fue la variable dependiente y los meses del «año promedio», el factor repetido en el tiempo. Para evaluar si existían diferencias significativas entre los diferentes pares de clases utilizamos la prueba *«post hoc»* Tukey HSD (Zar, 1996). La dispersión espacial y temporal de los datos, tanto de fRFA como de PPNA, fue evaluada mediante el cálculo de los coeficientes de variación. Por un lado se calculó el coeficiente de variación espacial, este representa cuán variable fue cada clase de pastizal en el espacio, en cada uno de los intervalos de tiempo de los compuestos IVN MODIS. Por otro lado se calculó el coeficiente de variación temporal de cada intervalo de IVN- MODIS, esto es, cuán variable fue cada píxel de cada clase de pastizal a lo largo de los 5 años de la serie de datos.

Resultados y discusión

A pesar de la relativa homogeneidad fisonómica, las imágenes MODIS permitieron una caracterización funcional clara de las tres unidades de pastizal cartografiadas identificando diferencias en las ganancias de carbono de estos pastizales. La superposición de la rejilla vectorial construida a partir de las imágenes MODIS con el mapa construido a partir de la clasificación de imágenes Landast, dio como resultado la extracción de aproximadamente 34.000 celdas «puras» (o sea, con más del 75 % de los píxeles Landsat pertenecientes a una misma clase dentro de cada celda) (Figura 10). Las diferentes clases de pastizal presentaron diferencias significativas en la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (fRFA) y la Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) ($F=147$ y $F=151$, respectivamente; $gl=2$, $P<0,001$) en todos los meses del año promedio ($F=682$ y $F=19924$, respectivamente; $gl=11$, $P<0,001$), aunque la magnitud de estas diferencias cambió a lo largo del tiempo (Interacción Tiempo X Unidad; $F=54$ y $F=103$, respectivamente, $gl=22$, $P<0,001$). El test de Tukey HSD mostró diferencias significativas entre los pastizales Meso-hidrofíticos (BIII) y las otras dos clases (BI y BII), salvo en los meses de invierno en el caso de fRFA, y en otoño-invierno en la PPNA (Cuadro 1), cuando la luz y la temperatura restringen la producción de forraje en todas las clases de pastizal.

Todas las coberturas de pastizal analizadas mostraron un comportamiento bimodal en la dinámica anual de la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (fRFA), con una moda primaveral claramente definida (valores máximos en octubre), un descenso a fines de la primavera - principios del verano y un aumento gradual a lo largo del verano con máximos en el otoño (Figura 11j). Salvo algunas variaciones, este patrón fue evidente a lo largo de los 5 años analizados (Figura 11i). El mayor valor de fRFA ocurrió en marzo del 2003, en los pastizales meso-hidrofíticos (Unidad C), cuando la vegetación absorbió el 85 % de la radiación fotosintéticamente activa disponible (fRFA = 0,848). La absorción de radiación menor, 39 %, ocurrió en marzo del 2004 en la comunidad de litófitas (Unidad B) (fRFA = 0,394). Los pastizales meso-hidrofiticos presentaron los valores de fRFA más altos, claramente separada de las otras dos unidades. En las otras dos unidades los valores de fRFA fueron mayores para los pastizales meso-xerofíticos (unidad A) desde octubre hasta marzo y menores el resto del año. Los valores máximos de fRFA para todas las clases ocurrieron en otoño (mayo) y los valores mínimos ocurrieron en verano (Diciembre) para las clases xerófitas (Unidades A y B) y en invierno para los pastizales meso-hidrofíticos (Unidad C) (Figura 11j, i).

En cuanto a las estimaciones de la PPNA, todas las clases de pastizal mostraron nuevamente una distribución bimodal aunque con la moda estival mucho menor que en la curvas de fRFA y desplazada hacia mediados del verano (Figura 11l). Las unidades presentaron una moda mayor en primavera (valores máximos en noviembre) y una segunda moda mucho

Cuadro 1. Valores promedio (en base mensual) de la fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa absorbida por la vegetación verde (fRFA) y la Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) para las diferentes clases de pastizales naturales. Las letras diferentes significan diferencias significativas entre las clases (Test de Tukey HSD, $p<0,01$). A: pastizales meso-xerofíticos; B: estepas de litófitas; C: pastizales meso-hidrofíticos.

	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.
fRFA												
A	0.57 **a**	0.57 **a**	0.62 **a**	0.66 **a**	0.63 **a**	0.57 **a**	0.60 **a**	0.62 **a**	0.64 **a**	0.67 **a**	079 **a**	0.64 **a**
B	0.61 **a**	0.62 **a**	0.65 **a,b**	0.66 **a**	0.63 **a**	0.55 **a**	0.57 **a**	0.61 **a**	0.65 **a,b**	0.69 **a,b**	0.72 **a,b**	0.68 **a**
C	0.61 **a**	0.62 **a**	0.68 **b**	0.73 **b**	0.71 **b**	0.66 **b**	0.67 **b**	0.69 **b**	0.70 **b**	0.72 **b**	0.74 **b**	0.69 **a**
PPNA (kg MS·m^{-2}·día^{-1})												
A	6.11 **a**	7.30 **a**	11.10 **a**	14.80 **a**	15.90 **a**	13.78 **a**	10.29 **a**	10.04 **a**	9.30 **a**	7.51 **a**	5.79 **a**	4.92 **a**
B	6.47 **a**	7.71 **a**	11.44 **a,b**	14.59 **a**	15.63 **a**	13.24 **a**	9.81 **a**	9.88 **a**	9.33 **a**	7.57 **a**	5.93 **a**	5.14 **a**
C	6.42 **a**	7.67 **a**	11.92 **b**	16.13 **b**	17.68 **b**	15.88 **b**	11.49 **b**	11.04 **b**	10.05 **a**	7.94 **a**	6.10 **a**	5.20 **a**

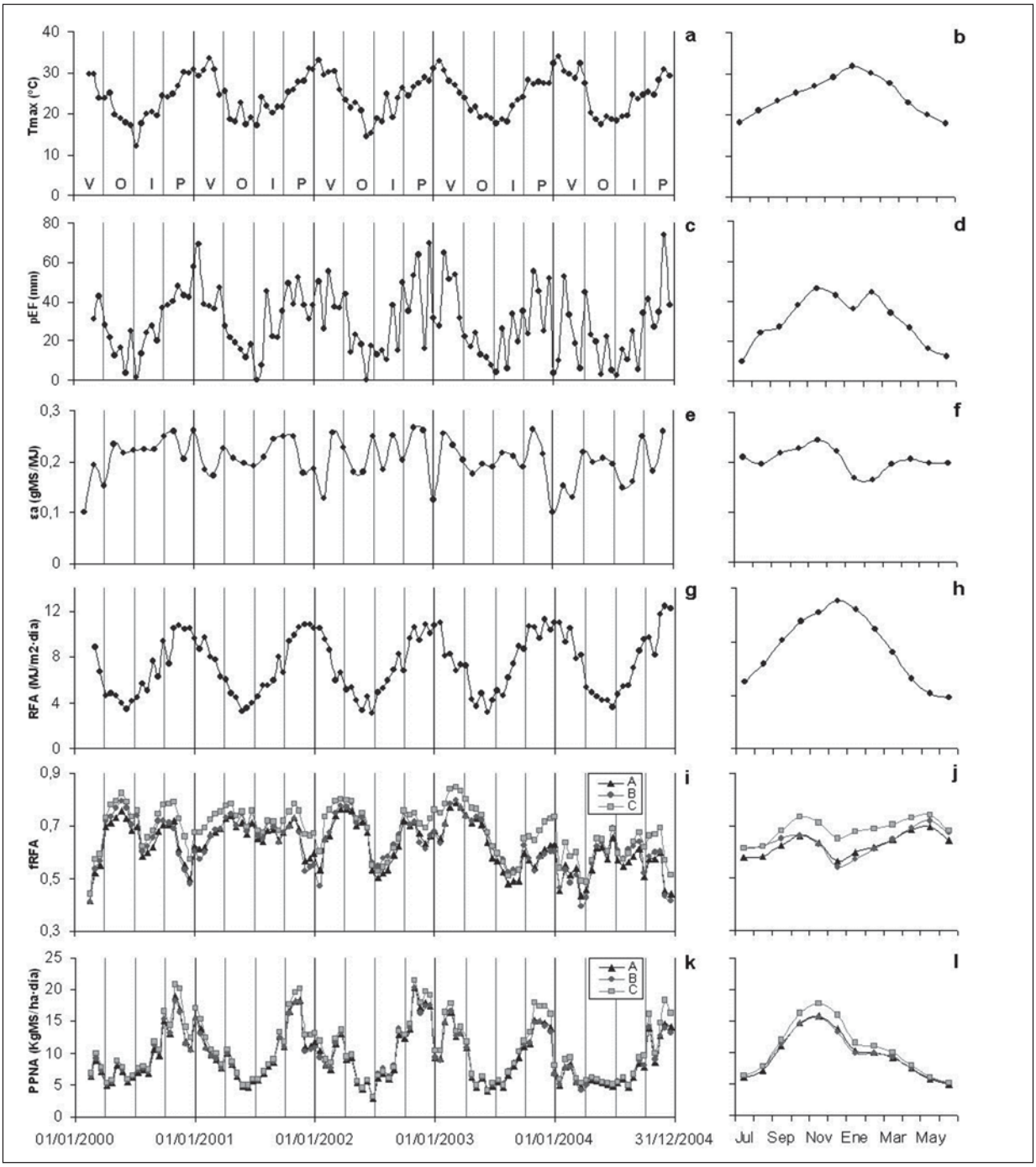


Figura 11. Variación temporal de las variables analizadas a lo largo de 5 años (paneles de la izquierda) y su comportamiento anual promedio (paneles de la derecha). Los paneles de la izquierda están integrados o promediados a intervalos de 16 días, salvo εa (valores mensuales), y los paneles de la derecha a intervalos mensuales. a) Tmax: temperatura máxima, promedio para cada intervalo; c) pEF: precipitación efectiva acumulada en cada intervalo; e) εa: eficiencia de conversión de energía en biomasa aérea, calculada a partir de Tmax y pEF; g) RFA: Radiación Fotosintéticamente Activa incidente, promedio para cada intervalo; i) fRFA: fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa absorbida por la vegetación verde, promedio para cada intervalo y cada clase de pastizal; k) PPNA: Productividad Primaria Neta Aérea. Promedio para cada intervalo y clases de pastizal; (b, d, f, h, j, y l): promedio de 5 años en base mensual para cada variable A: pastizales meso-xerofíticos; B: estepas de litófitas; C: pastizales meso-hidrofíticos.

menor en verano (valores máximos en febrero). Esta tendencia queda algo enmascarada al graficar los valores promedio, pero es claramente visible en el gráfico de toda la serie de datos (Figura 11k). La diferencia entre los picos de primavera y verano es mayor en PPNA que en fRFA y el segundo pico de PPNA está desplazado hacia mediados del verano con respecto al de fRFA. Los mayores valores de PPNA ocurrieron en noviembre para todas las clases de pastizal; con valores en torno a 15, 5 kg* ha^{-1}*$día^{-1}$ para los pastizales meso-xerofitos y la comunidad de litófitas, y valores de aproximadamente 18 kg*ha^{-1}*$día^{-1}$ para los pastizales meso-hidrofíticos. La PPNA fue mínima en junio para todas las clases, con valores en torno a los 5 kg ha^{-1} $día^{-1}$ (Figura 11l). En base anual, la clase más productiva fueron los pastizales meso-hidrofíticos, con un promedio de aproximadamente 3800 kg* ha^{-1}*$año^{-1}$. Las otras dos unidades presentaron valores similares (alrededor de 3400 kg* ha^{-1}*$año^{-1}$), siendo los pastizales meso-xerofíticos un poco más productivos de octubre a marzo y menores el resto del año (Figura 11k).

Los valores mayores de PPNA (y fRFA) de los pastizales meso-hidrofíticos pueden ser explicados por las características de la vegetación y del suelo sobre el que crece, como la mayor cobertura vegetal de esta unidad y su ocurrencia sobre suelos con mayor capacidad de almacenamiento de agua (Lezama *et al.,* 2006). Las estepas de litófitas parecen ser un caso particular de pastizales meso-xerofíticos en términos de sus ganancias de carbono, presentando valores de fRFA mayores a los esperados dada su baja cobertura vegetal. Esta unidad está dominada por *Sellaginella selowii*, una especie bien adaptada a los ambientes xéricos. Estudios realizados en pastizales de Canadá con otra especie de *Sellaginella* (*Sellaginella densa*) evidencian que esta especie puede mostrar valores similares de IVN (y por tanto de fRFA) a otras especies de gramíneas y hierbas (Hall-Beyer y Gwyn 1996). Por otro lado, los doseles dominados por *Sellaginella* pueden tener eficiencias en el uso de la radiación (εa) diferentes a los de otros tipos funcionales de plantas. Paruelo *et al.* (1997) muestran que los pastizales xéricos presentan valores menores de εa que los pastizales mas húmedos. El modelo utilizado para calcular εa fue generado para pastizales mésicos y quizás esté sobreestimando la eficiencia en el uso de la radiación de las estepas de litófitas. Adicionalmente, debido al tamaño pequeño de los parches de esta unidad, no se puede descartar la «contaminación» de los píxeles MODIS con la señal producida por otras unidad mas productivas

La distribución bimodal en el comportamiento anual de FPAR (y PPNA) de las unidades de pastizal puede explicarse por la abundancia relativa de especies C3 y C4 en las comunidades analizadas. La moda primaveral puede tener una importante contribución de especies C_3 (invernales) tal como fue encontrado en otros pastizales en Uruguay (Altesor *et al.,* 2005). La segunda moda de fRFA en verano-otoño puede estar relacionada con la abundancia relativa de especies C_4 (Lezama *et al.,* 2006), con un claro pico estival en su comportamiento fotosintético (Epstein *et al.,* 1997). En un trabajo realizado con 20 años de imágenes NOAA/AVHRR (resolución espacial, 8x8 km) Baeza *et al.* (2006) también encontraron el mismo pico en los valores de IVN correspondiente al verano-otoño en esta zona del país.

Nuestros resultados muestran diferencias importantes en la estacionalidad entre fRFA y PPNA. El pico de productividad de todas las clases de pastizal está concentrado en primavera tardía-verano cuando la radiación incidente (RFA) es máxima (Fig11g-l). Durante el verano, el descenso pronunciado de la PPNA está asociado no sólo a una menor fRFA (probablemente asociada a una menor área foliar debido a la senescencia causada por estrés hídrico), sino también a una menor eficiencia en el uso de la radiación (εa). Los valores de εa son menores en los meses de verano debido a la interacción entre temperaturas muy altas y escasa precipitación efectiva (Figura 11a,c,e).

Las curvas de PPNA generadas con información satelital en base al modelo de Monteith dieron resultados comparables con aquellos generados a partir de datos de campo basados en cortes de

biomasa (Berreta y Bemhaja, 1998). Este estudio realizado en suelos de basalto a lo largo de 14 años (1980-1994) también muestra un pico de productividad en la primavera tardía-verano y una mayor variabilidad durante los meses de verano. El promedio anual de producción de forraje entre los diferentes tipos de suelo analizados en el trabajo de Berreta y Bemhaja (1998) fue de 3744 kg ha^{-1} $año^{-1}$, una cantidad similar a la encontrada en nuestro trabajo, aunque la falta de superposición de los periodos de tiempo analizados impide una comparación formal.

La variación en el espacio (entre píxeles) de las tres variables funcionales analizadas (fRFA, RFAA y PPNA) fue la misma y sólo se presentan los resultados para la PPNA. Las tres unidades de pastizal mostraron el mismo comportamiento anual en el coeficiente de variación espacial, presentando valores máximos en enero y mínimos en mayo (Figura 12). La mayor variabilidad espacial ocurrió en los pastizales meso-hidrofíticos y la menor en las estepas de litófitas, aunque la magnitud de estas diferencias varió a lo largo del año, siendo máximas durante el verano (Figura 12). Estas diferencias en la variabilidad espacial de fRFA y PPNA entre las unidades de vegetación puede ser explicada por las diferencias florísticas y ambientales (topográficas y edáficas) entre las diferentes unidades. La unidad con la mayor variabilidad espacial (pastizales meso-xerofíticos), presenta también la mayor variabilidad florística (Lezama *et al.,* 2006). Además, la profundidad del suelo en esta unidad, uno de los principales controles sobre la cantidad de agua disponible, varió entre los 10 y los 60 cm (Lezama *et al.,* 2005). La capacidad de almacenamiento de agua de los suelos ha sido identificada como uno de los principales controles de la PPNA en pastizales sub-húmedos (Sala *et al.,* 1988). Los parches de esta unidad de pastizal podrían estar experimentando grandes diferencias en la cantidad de agua disponible, lo que determinaría la variabilidad de la fRFA y la PPNA encontrada. La gran variación espacial de fRFA (y PPNA) encontrada durante el verano en las estepas de litófitas puede estar relacionada con los cambios rápidos en los contenidos de agua de los suelos extremadamente superficiales sobre los que crece esta unidad; y, a la gran capacidad de respuesta a los pulsos de agua de la actividad fotosintética de *Selaginella*, la especie dominante en esta unidad (Hall-Beyer y Gwyn 1996).

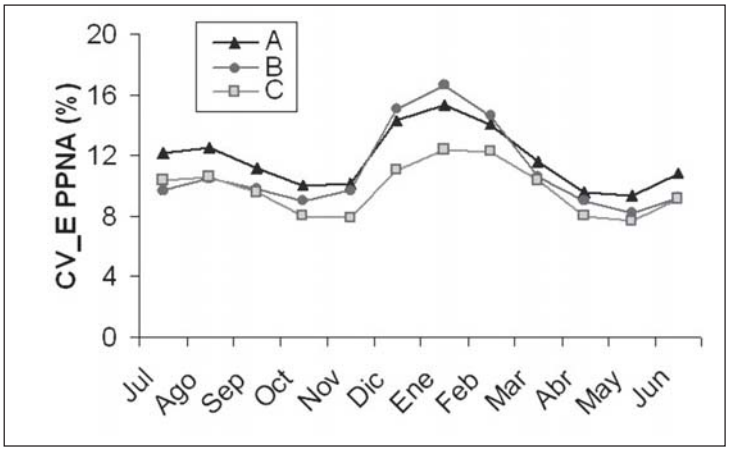


Figura 12. Variabilidad espacial (entre píxeles) de la Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) mensual, expresada como el coeficiente de variación (CV_E). Se presentan los valores promedio de los 5 años analizados. A: pastizales meso-xerofíticos; B: estepas de litófitas; C: pastizales meso-hidrofíticos.

La variación temporal (coeficiente de variación entre años) en la fRFA, RFAA y PPNA de las unidades de pastizal presentó una estacionalidad similar, con un aumento muy claro de la variación en los meses de verano, aunque la magnitud de la variación fue diferentes entre las distintas variables (Figura 13). La variabilidad temporal en la PPNA fue mayor que la de fRFA y el pico de variación estival fue más extendido (Figura 13). A partir del modelo de Monteith se pudieron identificar tres fuentes de variación temporal y espacial de la PPNA: la radiación incidente, la fracción de la radiación que es interceptada por las hojas verdes y la eficiencia de conversión de la radiación en biomasa. La Figura 13 muestra como estas tres variables poseen una variación temporal diferente. La variabilidad de la radiación interceptada (fRFA) es amplificada cuando la eficiencia en el uso de la radiación (εa) y la radiación incidente (RFA) son utilizadas para el cálculo de la PPNA. La variabilidad temporal de la PPNA fue prácticamente el doble que la de fRFA. εa fue particularmente variable en los meses de verano

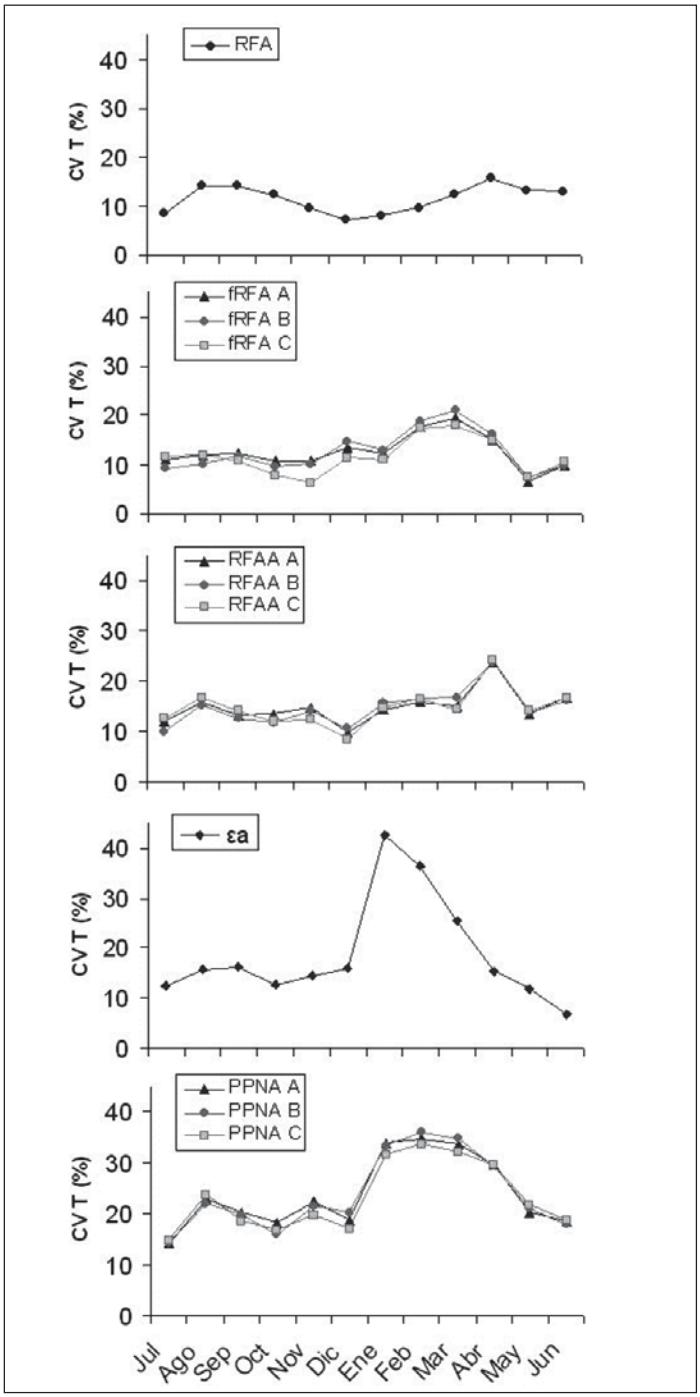


Figura 13. Variabilidad temporal (entre años), en base mensual, de las variables consideradas expresada como el coeficiente de variación (CV T). RFA: Radiación Fotosintéticamente Activa incidente; fRFA: fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa absorbida por la vegetación verde. RFAA: Radiación Fotosintéticamente Activa Absorbida por la vegetación verde; εa: eficiencia de conversión de energía en biomasa aérea; PPNA: Productividad Primaria Neta Aérea. A: pastizales meso-xerofíticos; B: estepas de litófitas; C: pastizales meso-hidrofíticos.

debido a las grandes variaciones en la precipitación efectiva (Figura 11c). La variación temporal de la PPNA fue máxima durante el verano y el otoño temprano debido a los efectos combinados de la gran variabilidad de εa en enero febrero y marzo, y la interacción entre las variaciones de RFA y fRFA en abril (Figura 13).

Implicancias para el manejo

Los resultados presentados en este apartado tienen implicancias directas en el manejo del pastoreo, fundamentalmente en la ganadería extensiva. La productividad primaria neta aérea (PPNA) es el determinante principal de las cargas de ganado en la ganadería extensiva (Oesterheld *et al.,* 1998) y, hasta la fecha, solo unos pocos trabajos han reportado datos de PPNA en esta región (Bemhaja 1996, Berreta y Bemhaja, 1998). Las estimaciones presentadas por Baeza *et al.* (2010) y utilizadas como ejemplo en este capítulo son la base para determinar y analizar la disponibilidad de forraje a nivel de potreros de un establecimiento agropecuario, sobre grandes extensiones de territorio. En pastizales de la Patagonia dedicados a la ganadería extensiva, Golluscio *et al.* (1998) calcularon cargas de ganado a partir de estimaciones satelitales de la PPNA e índices de cosecha empíricos que dan cuenta de la fracción de la PPNA que puede ser consumida por los herbívoros domésticos (Oesterheld *et al.,* 1992). Los datos presentados en este trabajo no sólo proveen valores promedio de PPNA para definir las cargas de ganado, sino que también identifican el rango de su variación espacial. Si tomamos como ejemplo el caso de los pastizales meso-xerofíticos, estos presentan una PPNA promedio de 3.447 kg ha^{-1}año^{-1} con un rango de variación de 2.750 kg ha^{-1}año^{-1}. Suponiendo un índice de cosecha de forraje del 36,3 % (Oesterheld *et al.,* 1992, Golluscio *et al.,* 1998) el forraje disponible para los herbívoros va tener una probabilidad del 90 % de estar entre 253 y 2250 kg ha^{-1}año^{-1}. Asumiendo que el consumo promedio de una oveja está en torno a los 365 kg ha^{-1} año^{-1}, la carga de ganado estimada variará entre 0,7 y 6,2 ovejas por hectárea. Esta gran variabilidad espacial da cuenta del problema que enfrentamos cuando

los datos puntuales son extrapolados a grandes áreas y el riesgo que conlleva usar definiciones generales sobre las cargas de ganado en áreas extensas. Los resultados aquí presentados muestran la ventaja de utilizar métodos espacialmente explícitos y exhaustivos para evaluar la capacidad de carga de los sistemas pastoriles.

Tan importante como la caracterización de la variabilidad espacial en la PPNA es la descripción de los cambios estacionales e interanuales en las tasas de acumulación de biomasa. Los valores mensuales de PPNA y la estimación de su variabilidad temporal son 2 componentes críticos en la información necesaria para desarrollar presupuestos forrajeros y cuantificar los riesgos y la eficiencia de los sistemas de producción ganadera (Grigera *et al.,* 2007). Por ejemplo, nuestros resultados resaltan el contraste de la variabilidad interanual de la PPNA ente el verano y la primavera. El verano no sólo presenta una PPNA menor (Figura 11k, l) sino también muestra una gran variabilidad interanual (Figura 13). Estos dos datos sobre la disponibilidad de forraje proveen una herramienta muy útil para manejar sistemas de producción de ganado.

Como las estimaciones de PPNA a la escala de un píxel MODIS están asociadas a una descripción florística, es posible generar estimaciones de la calidad de forraje en base a las preferencias de los herbívoros por las especies dominantes de la comunidad. La inercia (autocorrelación temporal) de los datos de PPNA (Wiegand *et al.,* 2004) nos permiten definir un rango de valores esperados de producción de forraje al menos con un mes de anticipación. Esta información y la generación de algoritmos capaces de modelar la influencia de diferentes escenarios de disponibilidad de agua, son la base para el desarrollo de «sistemas de alarma» de la disponibilidad de forraje.

CONCLUSIONES

En este capítulo hemos ejemplificado el empleo de imágenes de satélite para la caracterización funcional de los pastizales de forma espacialmente explicita, así como la utilidad de esta información para el manejo del recurso y su conservación. El uso de las imágenes de satélite nos permite discriminar entre diferentes tipos de pastizales cubriendo de forma exhaustiva grandes porciones de territorio evitando extrapolaciones riesgosas. Por otro lado las descripciones funcionales presentadas son de bajo costo y pueden realizarse con alta frecuencia permitiendo el monitoreo, tanto con fines de conservación, como para el manejo de sistemas productivos.

BIBLIOGRAFÍA

ALCARÁZ, D.; PARUELO, J.; CABELLO, J. 2006. Identification of current ecosystems and functional types in the Iberian Peninsula. Global Ecology and Biogeography 15: 200-212.

ALTAMIRANO, A.; DA SILVA, H.; DURÁN, A.; ECHEVERRÍA, A.; PANARIO, D.; PUENTES, R. 1976. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay. Tomo III, Clasificación de Suelos. Dirección de Suelos y Fertilizantes. Ministerio de Agricultura y Pesca. Montevideo, UY.

ALTESOR, A.; OESTERHELD, M.; LEONI, E.; LEZAMA, F.; RODRÍGUEZ, C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. Plant Ecology. 179: 83-91.

BAEZA, S.; LEZAMA, F.; PIÑEIRO, G.; ALTESOR, A.; PARUELO, J.M. 2010. Spatial variability of aboveground net primary production in Uruguayan Grasslands: A remote sensing approach. Applied Vegetation Science, 13: 72–85.

BAEZA, S.; PARUELO, J.M.; ALTESOR, A. 2006. Caracterización Funcional de la Vegetación de Uruguay Mediante el Uso de Sensores Remotos. Interciencia 31: 382-388.

BALDI, G.; PARUELO, J.M. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. Ecology and Society 13(2): 6. [online] URL:

http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art6/

BEMHAJA, M. 1996. Producción de pasturas en Basalto. INIA Serie Técnica 80: 231-240.

BERRETA, E.J.; BEMHAJA, M. 1998. Producción estacional de comunidades naturales sobre suelos de Basalto en la Unidad Queguay Chico. INIA, Serie Técnica 102: 11-20.

BOX, E.O.; HOLBES, B.N.; KALB, V. 1989. Accuracy of the AVHRR Vegetation Index as a predictor of biomass, primary productivity and net CO2 flux. Vegetatio 80:71-89.

CABELLO, J.; ALCARAZ-SEGURA, D.; ALTESOR, A.; DELIBES, M.; BAEZA, S.; LIRAS, E. 2008. Funcionamiento ecosistémico y evaluación de prioridades geográficas en conservación. Ecosistemas 17: 53-63.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387: 253–260.

CURRAN, P.J. 1985. Principles of remote sensing. Longman Scientific & Technical, London.

DAILY, G.C. 1997. Introduction: What are ecosystem services? Páginas 1-10 en G. Daily, editor. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Press, Washington, D.C.

DI BELLA, C.M.; PARUELO, J.M.; BECERRA, J.E.; BACOUR , C.; BARET, F. 2004. Effect of senescent leaves on NDVI-based estimates of fAPAR: experimental and modelling evidences. International Journal of Remote Sensing 25: 5415-5427.

DI BELLA, C.M.; REBELLA, C.M.; PARUELO, J.M. 2000. Evapotranspiration estimates using NOAA AVHRR imagery in the Pampa region of Argentina. International Journal of Remote Sensing 21:791-797.

DIRECCIÓN NACIONAL DE METEOROLOGÍA. 2009. Estadísticas climatológicas 1961-1990, disponible en: http://www.meteorologia.com.uy/caract_climat.htm

DYE, D.G.; GOWARD, S.N. 1993. Photosynthetically active radiation absorbed by global land vegetation in August 1984. International Journal of Remote Sensing 14:3361-3364.

EPSTEIN, H.E.; LAUENROTH, W.K.; BURKE, I.C.; COFFIN, D.P. 1997. Productivity patterns of C_3 and C_4 functional types in the U.S. Great Plains. Ecology 82: 722-731.

GALLO, K.P.; DAUGHTRY, C.S.T.; BAUER, M.E. 1985. Spectral estimation of absorbed photosynthecally active radiation in corn canopies. Remote Sensing of Environment 22: 209-203.

GOLLUSCIO, R.A.; DEREGIBUS, V.A.; PARUELO, J.M. 1998. Sustainability and range management in the Patagonian steppes. Ecología Austral 8: 265-284.

GRIGERA, G.; OESTERHELD, M.; PACÍN, F. 2007. Monitoring forage production for farmers' decision making. Agricultural Systems 94: 637-648.

GUYOT, G. 1990. Optical properties of vegetation canopies. Applications of remote sensing in agriculture. Butterworths, London.

HALL-BEYER, M.; GWYN, Q.H.J. 1996. *Selaginella densa* reflectance: Relevance to rangeland remote sensing. J. Range Manage. 49: 470-473.

HUETE, A.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E.P.; GAO, X.; FERREIRA, L.G. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. Remote Sensing of Enviroment 83:195-213.

LEZAMA, F. 2005. Las comunidades herbáceas de un área de pastizales naturales de la Región Basáltica, Uruguay. Tesis PEDECIBA, Biología, Facultad de Ciencias, Montevideo, UY.

LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; LEÓN, R.J.; PARUELO, J.M. 2006. Heterogeneidad de la vegetación en pastizales naturales de la región basáltica de Uruguay. Ecología Austral 16: 167-182.

LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; PEREIRA, M.; PARUELO, J.M. 2011. Descripción de la heterogeneidad florística de las principales regiones geomorfológicas de Uruguay. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

MILCHUNAS, D.G.; LAUENROTH, W.K. 1995. Inertia in plant community structure: state changes after cessation of nutrient enrichment stress. Ecological Applications 5:1995–2005.

MONTEITH, J.L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. Journal of Applied Ecology 9:747-766.

MONTEITH, J.L. 1977. Climate and the efficiency of crop production in Britain. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, 281,277–294.

MYNENI, R.B.; HOFFMAN, S.; KNYAZIKHIN, Y.; PRIVETTE, J.L.; GLASSY, J.; TIAN, Y.; WANG, Y.; SONG, X.; ZHANG, Y.; SMITH, G.R.; LOTSCH, A.; FRIEDL, M.; MORISETTE, J.T.; VOTAVA, P.; NEMANI, R.R.; RUNNING; S.W. 2002. Global products of vegetation leaf area and fraction absorbed PAR from year one of MODIS data. Remote Sensing of Environment 83: 214–231.

MYNENI, R.B.; KEELING, C.D.; TUCKER, C.J.; ASRAR, G.; NEMANI, R.R. 1997. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981-1991. Nature 386: 698-702.

NEMANI, R.; RUNNING, S. 1997. Land cover characterization using multitemporal red, near-IR and thermal-IR data from NOAA/AHVRR. Ecological Aplications 7:79-90.

OESTERHELD, M.; DI BELLA, C.M.; KERDILES, H. 1998. Relation between NOAA AVHRR satellite data and stocking rate of rangelands. Ecological Applicatios 8: 207-212.

OESTERHELD, M.; SALA, O.E.; MCNAUGHTON, S.J. 1992. Effect of animal husbandry on herbivore-carrying capacity at a regional scale. Nature 356: 234-236.

PANARIO, D. 1987. Geomorfología del Uruguay. Publicación de la Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

PARUELO, J.M.; AGUIAR, M.R.; GOLLUSCIO, R.A.; LEÓN, R.J.C.; PUJOL, G. 1993. Environmental controls of Normalized Difference Vegetation Index dynamics in Patagonia. Journal of Vegetation Science, 4:425-428.

PARUELO, J.M.; EPSTEIN, H.E.; LAUENROTH, W.K.; BURKE, I.C. 1997. ANPP estimates from NDVI for the central grasslands region of the U.S. Ecology 78: 953-958.

PARUELO, J.M.; GUERSCHMAN, J.P.; PIÑEIRO, G.; JOBBAGY, E.G.; VERÓN, S.R.; BALDI, G.; BAEZA, S. 2006. Cambios en el patrón espacial de uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia 10: 47-61.

PARUELO, J.M.; JOBBAJY, E.; SALA, O.E. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems,* 4: 683-698.

PARUELO, J.M.; JOBBÁGY, E.G.; SALA, O.E.; LAUENROTH, W.K.; BURKE, I.C. 1998. Functional and structural convergence of temperate grassland and shrubland ecosystems. Ecological Applications, 8:194-206.

PARUELO, J.M.; LAUENROTH, W.K. 1995. Regional patterns of NDVI in North American shrublands and grasslands. Ecology, 76:1888-1898.

PARUELO, J.M.; OESTERHELD, M.; DI BELLA, C.M.; ARZADUM, M.; LAFONTAINE, J.; CAHUEPÉ, M.; REBELLA, C.M. 2000. Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data. Applied Vegetation Science 3: 189-195.

PENNINGTON, W. 1986. Lags in adjustment of vegetation to climate caused by the pace of soil development: evidence from Britain. Vegetatio 67: 105-118.

PIÑEIRO, G.; OESTERHELD, M.; PARUELO, J.M. 2006a. Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. Ecosystems 9: 357-373.

PIÑEIRO, G.; PARUELO, J.M.; OESTERHELD, M. 2004. Estimación regional de la productividad del campo natural mediante sensores remotos. En: Proc. XX Reunión del grupo Campos-Cono Sur, p. 243-244. Salto, UY.

PIÑEIRO, G.; PARUELO, J.M.; OESTERHELD, M. 2006b. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South America. Global Change Biology 12:1267-1284.

POTTER, C.S.; RANDERSON, J.T.; FIELD, C.B.; MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; KLOOSTER, S.A. 1993. Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. Global Biogeochemical Cycles 7:811-841.

PRINCE, S.D. 1991. Satellite remote sensing of primary production: comparison of results for Sahelian grasslands 1981-1988. International Journal of Remote Sensing 12: 1301- 1311.

RUIMY, A.; SAUGIER, B.; DEDIEU, G. 1994. Methodology for the estimation of

terrestrial net primary production from remotely sensed data. Journal of Geophysical Research 99: 5263-5283.

SALA, O.E.; PARTON, W.J.; JOYCE, L.A.; LAUENROTH, W.K. 1988. Primary production of the central grassland region of the United States: spatial pattern and major controls. Ecology 69:40-45.

SELLERS, P.J.; RANDALL, D.A.; BETTS, A.K.; HALL, F.G.; BERRY, J.A.; COLLATZ, G.J.; DENNING, A.S.; MOONEY, H.A.; NOBRE, C.A.; SATO, N.; FIELD, C.B.; HENDERSON-SELLERS, A. 1997. Modeling the exchanges of energy, water, and carbon between continents and the atmosphere. Science 275: 502-509.

SELLERS, P.J.; BERRY, J.A.; COLLATZ, G.J.; FIELD, C.B.; HALL, F.G. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration Scheme. Remote Sensing of Environment 42: 187-216.

TUCKER, C.J.; TOWSHEND, J.R.; GOFF, T.E. 1985. African land-cover classification using satellite data. Science 227: 369-375.

VALENTINI, R.; BALDOCCHI, D.D.; TENHUNEN, J.D. 1999. Ecological controls on land–surface atmospheric interactions. Integrating hydrology, ecosystem dynamics and biogeochemistry in complex landscapes (ed. by J.D. Tenhunen and P. Kabat), pp. 105 116. John Wiley y Sons, Berlin

WIEGAND, T.; SNYMAN, H.A.; KELLNER, K.; PARUELO, J.M. 2004. Do grasslands have a memory: modelling phytomass production of a semiarid South African grassland. Ecosystems 7: 243-258.

ZAR, J.H. 1996. Biostatistical Analysis. 3ed Edition. Prentice Hall, NJ, US.

Leoni, E.[1]; Altesor, A.[1]

[1]Grupo Ecología de Pastizales (GEP), Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias, UDELAR.
elsa@fcien.edu.uy

CAPÍTULO XII. Los patrones y procesos ecológicos se relacionan a diferentes niveles: Atributos individuales de las especies explican patrones de productividad del ecosistema

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

La relación que existe entre las características estructurales y funcionales de los ecosistemas es un aspecto de la ecología que viene siendo muy estudiado. Hemos reportado que los cambios en la composición de especies provocados por la ganadería en las comunidades de pastizales, tienen efectos en la estructura así como en el funcionamiento de las mismas. Proyectar las características de los niveles jerárquicos y escalas inferiores hacia los niveles y escalas superiores («*scale-up*»), es un asunto que ha merecido atención en la literatura ecológica de los últimos años. En este capítulo se discuten los resultados de dos trabajos anteriores: uno llevado a cabo en el campo donde fue calculada la productividad primaria neta aérea (PPNA) en dos comunidades de pastizales y otro realizado en invernáculo donde se midieron las Tasas de Crecimiento Relativo (TCR) y varios atributos más de siete especies de gramíneas crecientes y decrecientes frente al pastoreo. En el invernáculo los efectos acumulativos de los atributos que provocaron una disminución de las TCRs, parecerían ser los mismos a aquellos que limitan la PPNA en la exclusión. Concluimos pues, que los valores observados de TCR comparados con los valores de PPNA registrados sustentan la hipótesis de que los procesos a niveles y escalas menores, podrían estar explicando los procesos que se dan al nivel de ecosistema.

INTRODUCCIÓN

Relacionar la información a través de las escalas temporales y espaciales así como a través de los niveles de organización es una parte esencial en el entendimiento de la ecología, puesto que existen vínculos jerárquicos entre los niveles (Wu y Li 2006). Las diferencias fisiológicas que existen entre las especies, tienen consecuencias directas en los procesos ecosistémicos (Lambers 2008 y Chapin *et al.,* 1997), o sea que los atributos individuales de las especies que componen una comunidad tienen suma relevancia en los procesos que se dan a escalas mayores. Entender y predecir cómo los cambios en la composición de especies afectan a los procesos ecosistémicos, es de suma importancia ya que la relación entre las características estructurales, como la diversidad de especies y las funcionales, como la productividad primaria, es uno de los aspectos más polémicos en ecología (Sala *et al.,* 1996 y Loreau *et al.,* 2001). A la proyección de información a través de escalas temporales y espaciales o niveles jerárquicos de organización se le conoce en ecología con el término de «scaling». Dependiendo de la dirección que tome

esa proyección de la información, podemos distinguir entre: (i) proyección hacia arriba («scaling up»), si partimos de escalas menores o niveles de organización inferiores y proyectamos la información hacia niveles y escalas superiores o (ii) proyección hacia abajo si el sentido en que se proyecta la información es el inverso («scaling down») (Wu y Li, 2006).

La relación que existe entre niveles de organización, puede manifestarse inclusive entre niveles no adyacentes y ha sido planteada por numerosos autores (Lavorel y Garnier 2002, Garnier *et al.,* 2004, McGill *et al.,* 2006 y Westoby y Wright 2006). Grime (1998) propuso que las propiedades de los ecosistemas son determinadas en gran medida por los atributos y la diversidad funcional de las especies dominantes de la comunidad (Chapin *et al.,* 2000, Eviner y Chapin 2003 y Naeem y Wright 2003). Los efectos inmediatos de los atributos específicos en el funcionamiento de los ecosistemas fueron relacionados con las abundancias relativas de dichas especies en la comunidad. Los procesos ecosistémicos son por lo tanto una función de los atributos agregados de las especies de la comunidad (Vile *et al.,* 2006).

Los atributos de las especies que son más probables de afectar los procesos ecosistémicos según Chapin *et al.* (1997) son aquellos que (i) modifican la disponibilidad, captura y uso de los recursos, (ii) afectan las relaciones tróficas dentro de la comunidad e (iii) influyen en la frecuencia, severidad y duración de los disturbios.

La identidad funcional de una especie está determinada por el conjunto de atributos fisiológicos y morfológicos que posee. En este sentido, la abundancia relativa de las especies dentro de una comunidad, refleja la magnitud con que los atributos están representados en ella (Vile *et al.,* 2006). Por lo tanto el conjunto de atributos ponderados por la abundancia de las especies que los poseen van a determinar en última instancia la estructura y el funcionamiento del ecosistema y serán los que establezcan la magnitud de los procesos ecosistémicos (Chapin, 2003). Por ejemplo, un atributo morfológico como el hábito de crecimiento postrado presente en las especies dominantes de un sistema pastoreado, va a determinar una comunidad con una acumulación de biomasa al ras del suelo, y mayor tolerancia al pastoreo. Por otro lado, la proporción de especies con metabolismo fotosintético C_3 y C_4, va a determinar la fenología de la productividad primaria en las diferentes estaciones a lo largo del año. Asimismo la relación C: N de los tejidos de las especies más abundantes, va a determinar la velocidad del ciclado de nutrientes y a su vez la calidad de la materia orgánica que queda en el suelo.

Un importante resultado que obtuvieron Vile *et al.* (2006) es que datos de atributos individuales de las especies pueden ser utilizados en combinación con la descripción de la comunidad en el campo para evaluar propiedades de los ecosistemas, como ser la productividad.

Por su lado, Wardle *et al.* (1998) encontraron evidencias de la existencia de fuertes vínculos entre los atributos ecofisiológicos de las plantas y las características de los ecosistemas asi como también con sus procesos.

Cambios en la Productividad Primaria Neta Aérea provocados por el ganado en las comunidades de pastizales

La productividad primaria neta (PPN) es el incremento absoluto de la biomasa vegetal por unidad de tiempo. Esto es de sumo interés, puesto que ésta es la energía capturada por medio de la fotosíntesis que queda disponible para los otros niveles tróficos (McNaughton *et al.,* 1989 y Oesterheld, 1992). Estructuralmente el pastoreo modifica la estructura vertical del pastizal, la composición y riqueza de especies así como los atributos de las plantas (Noy-Meir *et al.,* 1989, McIntyre y Lavorel 2001 y Rodríguez *et al.,* 2003). Asimismo está reportado en la bibliografía que funcionalmente el pastoreo altera el flujo de energía y el ciclado de nutrientes (Schlesinger *et al.,* 1990, Aguiar *et al.,* 1996 y Hobbs *et al.,* 1996). Diferentes especies de plantas creciendo en un mismo sitio pueden diferir gran-

demente en su PPN. En este sentido, cambios en la composición de especies de una comunidad pueden provocar cambios en el funcionamiento de todo el ecosistema. Diferencias en la PPN resultarían, por un lado, de las variaciones de un amplio rango de especies y sus atributos, entre los que se incluyen las tasas de crecimiento relativas (TCR), la asignación y eficiencia en el uso de los recursos, la fenología, y los atributos relacionados con la manera en que se adquieren los recursos (desarrollo aéreo y subterráneo y simbiosis con microorganismos). Por otro lado, también están involucradas las condiciones ambientales que afectan el crecimiento de las plantas (ej.: temperatura, humedad, luz y nutrientes) (Eviner y Chapin, 2003). El funcionamiento ecosistémico está por lo tanto determinado por la composición de especies y sus atributos, que pueden cambiar sus respuestas frente a cambios en el ambiente.

En nuestros pastizales naturales la perturbación provocada por el pastoreo promueve cambios florísticos a nivel de comunidad que generalmente resultan en la sustitución de especies (Altesor *et al.,* 1998, Altesor *et al.,* 2005 y Rodríguez *et al.,* 2003). En las comunidades con pastoreo permanente, aumentan su frecuencia las especies que poseen hábito de crecimiento postrado, que concentran su biomasa al ras del suelo y exploran el espacio horizontalmente (especies crecientes). Por otro lado, bajo condiciones de exclusión del ganado doméstico, las gramíneas que predominan son de crecimiento erecto y con hojas con una relación largo/ancho grande. Son especies que se ven perjudicadas con el pastoreo disminuyendo su frecuencia y abundancia (especies decrecientes) (ver Rodríguez y Cayssials, 2011 en este número).

Resultados de un estudio de productividad primaria neta aérea (PPNA) realizado por Altesor *et al.* (2005), revelaron que en un área excluida de ganado por más de 11 años, los valores de PPNA fueron significativamente diferentes de la productividad de la comunidad pastoreada adyacente. En el área pastoreada dominada por especies crecientes, se registraron valores de PPNA 51% mayores que en parcelas excluidas. Sin embargo cuando en la exclusión se simuló el pastoreo realizando un corte de la biomasa aérea dejando en pie el equivalente en gramos a la biomasa del sistema pastoreado, la PPNA en este tratamiento con especies decrecientes, fue 29% más alta que bajo pastoreo contínuo, y significó un 183% de incremento con relación a la clausura original. De estos resultados se desprende que las especies decrecientes, que ven favorecidas sus abundancias en ausencia de pastoreo y por lo tanto se expresan en las comunidades de clausura, podrían ser potencialmente más productivas que aquellas que soportan el pastoreo continuo (especies crecientes).

Atributos individuales de las especies que se relacionan con la Productividad Primaria Neta Aérea

Un atributo cuantitativo que difiere entre especies y representa el incremento de la biomasa de la planta por unidad de masa existente en un periodo de tiempo es la Tasa de Crecimiento Relativa (TCR) (Grime y Hunt 1975, Poorter 1989 y Poorter y Remkes 1990) (caja 1). Desde el trabajo pionero de Grime y Hunt (1975), la TCR ha sido considerada como un atributo clave para explicar la distribución de las especies a lo largo de los gradientes ambientales. Posteriormente, Lavorel y Garnier (2002) analizando las respuestas de las plantas a factores ambientales, propusieron que la TCR es uno de los atributos principales con un rol funcional directo en los ecosistemas. En este sentido, Lambers (2008) afirma que los principales atributos que gobiernan la PPN son la biomasa y la TCR.

Las tasas de crecimiento de las especies son una consecuencia de la expresión de ciertos atributos subyacentes (Poorter, 1989). Las diferencias en las

Caja 1. TASA DE CRECIMIENTO RELATIVO Y ANÁLISIS DE CRECIMIENTO

La Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) es el incremento instantáneo en peso seco de la planta, por unidad de biomasa existente y por unidad de tiempo ($mg.g^{-1}.d^{-1}$). Representa en un instante de tiempo conocido, cuánto fue el incremento del peso seco de la planta, con relación al peso seco ya existente.

$$TCR = 1/ W. dW/dt$$

W= peso seco

dW = cambios instantáneos de W

dt = incrementos instantáneos de tiempo

Calculado de esta manera el crecimiento de una planta sería exponencial, siguiendo la fórmula en que:

$W2 = W1.e^{(TCR * \Delta t)}$

W1 y W2= peso seco de las plantas en el tiempo t1 y t2

Si el crecimiento fuera realmente exponencial, la TCR sería constante. Esto es realmente así durante periodos cortos de tiempo en que todas las células de la planta están involucradas en el crecimiento y división (TCR máx). Pero una vez que se da la especialización de las células y órganos, la proporción de planta involucrada en el crecimiento decae. Hay acumulación de tejidos de reserva y/o sostén que provocan la disminución de la TCR puesto que estos tejidos no van a producir nueva biomasa.

En la práctica, la TCR puede ser medida mediante comparaciones del peso total de las plantas en dos o más cosechas secuenciales. En periodos de tiempo discretos, (no instantáneos) la TCR media es:

$$\overline{TCR} = \int 1/ W. dW/dt = \frac{\ln W2 - \ln W1}{t2 - t1}$$

Cuando son realizadas varias cosechas, es posible seguir la trayectoria de la TCR a lo largo del tiempo, e identificar cambios en dicha tasa a medida que las plantas van creciendo. La TCR se calcula ajustando una recta a la función del ln del peso seco de las plantas vs el tiempo. La pendiente de esa recta es la tasa de crecimiento de dicha especie para ese periodo de tiempo.

Adaptado y modificado de Poorter (2002) y Fitter y Hay (2002).

TCRs, ya sea entre o dentro de las especies, se deben principalmente a cambios en alguno o varios de estos atributos, que en última instancia son los que determinan los cambios en las TCRs. Ejemplos de dichos atributos son, entre otros, la tasa de elongación foliar, la tasa de macollaje, la tasa de senescencia, la proporción de hojas verdes y secas y el área foliar específica.

Con los antecedentes de PPNA de Altesor *et al.* (2005), y puesto que la TCR de las especies es un atributo que se relaciona directamente con el funcionamiento de los ecosistemas, es que Leoni *et al.* (2009) pusieron a prueba la siguiente hipótesis: las diferencias en PPNA entre las comunidades (pastoreada y excluida), están asociadas a las diferencias en las Tasas de Crecimiento Relativas (TCRs) de las especies crecientes y decrecientes que dominan respectivamente cada una de ellas. En el trabajo de Leoni *et al.* (2009) fueron evaluadas por un lado las TCRs y varios atributos relacionados (Cuadro 1) de 3 especies crecientes (de sitios pastoreados) y 4 especies decrecientes (de sitios clausura-

Cuadro 1. Códigos, unidades y descripción de los atributos analizados.

Atributo	Código	Unidades	Descripción
Tasa de senescencia	TS	($g.g^{-1}.d^{-1}$)	Incremento de la biomasa de hojas senescentes, relativo a la biomasa de hojas verdes por unidad de tiempo
Tasa de producción de hojas verdes	THV	($g.g^{-1}.d^{-1}$)	Incremento de biomasa de hojas verdes, relativo a la biomasa total por unidad de tiempo
Tasa de macollaje	TM	($mac.g^{-1}.d^{-1}$)	Incremento del número de macollos relativo a la biomasa total por unidad de tiempo
Tasa de elongación foliar	TEF	($cm.d^{-1}$)	Incremento de la longitud de las hojas por unidad de tiempo
Área foliar específica	AFE	($m^2.kg^{-1}$)	Área foliar por peso de la hoja
Biomasa total	BT	(g)	Biomasa del total de la planta
Proporción de hojas verdes	HV/BT	($g.g^{-1}$)	Biomasa de las hojas verdes sobre biomasa total
Proporción de raíces	R/BT	($g.g^{-1}$)	Biomasa de raíces sobre biomasa total
Proporción de estolones	E/BT	($g.g^{-1}$)	Biomasa de estolones sobre biomasa total
Proporción de hojas secas	HS/BT	($g.g^{-1}$)	Biomasa de hojas secas sobre biomasa total
Proporción de biomasa reproductiva	inf/BT	($g.g^{-1}$)	Biomasa de inflorescencias sobre biomasa total
Nº total de hojas	HsV	Nº de hojas	Número de hojas

dos). Por otro lado, fueron estudiadas las trayectorias temporales del conjunto de las TCRs de las especies crecientes y decrecientes.

El estudio de PPNA realizado por Altesor *et al.* (2005) fue llevado a cabo en un área de pradera natural en el establecimiento «El Relincho», en San José. En dos áreas contiguas, una pastoreada y la otra donde se excluyó el ganado doméstico por más de 11 años se realizaron los cortes de biomasa de los diferentes tratamientos que llamamos «pastoreado», «clausura» y «simulación» de pastoreo dentro de la clausura. Estacionalmente se realizaron cosechas de biomasa aérea en cuadrados de área conocida en la comunidad pastoreada (tratamiento «pastoreo»), dentro de la clausura intacta (tratamiento «clausura») y también dentro de la clausura pero con simulación de pastoreo (tratamiento «simulación»). En este último se removió manualmente la biomasa en pie hasta dejar el equivalente en gramos a la biomasa del área pastoreada. (Por más detalles ver Altesor *et al.,* 2005). En esas mismas dos áreas adyacentes, se colectaron los individuos para los análisis de crecimiento realizados por Leoni *et al.* (2009). Las especies crecientes, que aumentan su frecuencia y abundancia en presencia de pastoreo, fueron colectadas en el área pastoreada. Todas ellas fueron especies perennes con metabolismo fotosintético C_4 (*Stenotaphrum secundatum, Axonopus affinis* y *Paspalum notatum*). Las especies decrecientes, las que disminuyen sus frecuencias y abundancias en presencia de pastoreo, fueron colectadas en el área adyacente clausurada a la herbivoría por ganado. De las cuatro especies colectadas, dos de ellas son C_3 (*Stipa neesiana* y *Bromas auleticus*) y

dos C_4 (*Paspalum plicatulum* y *Coelorachis selloana*). La selección de especies fue basada en estudios previos del efecto del pastoreo sobre la abundancia y composición de especies en pares pastoreados y clausurados (Rodríguez *et al.,* 2003 y Altesor *et al.,* 2006).

Las especies colectadas fueron llevadas al invernáculo donde se llevó a cabo el experimento de crecimiento bajo condiciones controladas. Asimismo fueron realizadas las mediciones y cálculos de los diferentes atributos descritos en el Cuadro 1 (ver detalles en Leoni *et al.,* 2009).

Análisis estadísticos

Las diferencias en productividad entre los tratamientos (Pastoreo, Clausura y Simulación) en cada estación fueron analizadas usando ANOVAs.

Las comparaciones entre las TCRs de las especies crecientes y decrecientes se realizaron con *t-test*. Para el estudio de las trayectorias temporales de las TCRs se ajustaron modelos de regresiones lineares ($y=a+bx$) y potenciales ($y=ax^b$) a las relaciones del tiempo versus el logaritmo natural de los pesos secos de las plantas.

Para analizar si los atributos de las especies se ordenaban de acuerdo con el régimen de pastoreo, realizamos dos Análisis de componentes principales (ACP), uno usando los datos de las tres primeras cosechas, y el otro con datos de las seis cosechas.

Se utilizaron los programas PCOrd (McCune y Mefford, 1999) y Statistica (1999).

RESULTADOS

La productividad fue máxima en el tratamiento en que fue simulado el pastoreo dentro de la exclusión (777 g m^{-2} $año^{-1}$) con dominancia de especies decrecientes. Valores intermedios de PPNA fueron registrados en el tratamiento pastoreado (602 g m^{-2} $año^{-1}$) y los menores valores en la clausura intacta (398 g m^{-2} $año^{-1}$). En otras palabras, la PPNA del área pastoreada fue 51,3% mayor que en la clausura y a su vez en la simulación del pastoreo, la PPNA fue 29% más alta que en el pastoreo. La máxima diferencia de productividad fue entre los tratamientos clausura y simulación dentro de la misma comunidad (Cuadro 2).

La TCR de las especies decrecientes fue mayor que la TCR de las crecientes en la primera fecha, cuando solamente tres cosechas fueron tomadas en cuenta, aunque la diferencia no fue significativa (t=-1.09, df=5, P=0.3). En la segunda fecha cuando el cálculo se realizó con las seis cosechas observamos lo opuesto, la TCR de las crecientes fue mayor que el de las decrecientes (t=53.4, df=5, P=0.02) (Figura 1 y Cuadro 3).

En lo que se refiere a las trayectorias en el tiempo de las TCRs, para las especies crecientes el modelo lineal fue el mejor descriptor de la relación entre el ln de la biomasa y el tiempo, indicando que la TCR permanece constante a lo largo del tiempo (Figura 1 recuadro). La función potencial fue la que mejor describió la relación entre el ln de la biomasa vs el tiempo para la mayoría de las especies decrecientes (Figura 1 recuadro). Las especies decrecientes por lo tanto presentaron una disminución de sus TCRs con el transcurso del tiempo. Las TCRs de las especies decrecientes mostraron una marcada caída a lo largo del tiempo cruzando el valor de TCR de las especies crecientes luego de aproximadamente 2 semanas (recuadro de la Figura 1).

El primer ACP de las especies por la matriz de los atributos medidos en la tercera cosecha, mostró que los dos primeros componentes, explicaron el

Cuadro 2. Valores de productividad primaria neta aérea (PPNA) en los diferentes tratamientos (Altesor *et al.,* 2005).

	Tratamiento "clausura"	Tratamiento "pastoreo"	Tratamiento "simulación"
PPNA(g m^{-2} d^{-1})	398	602	777

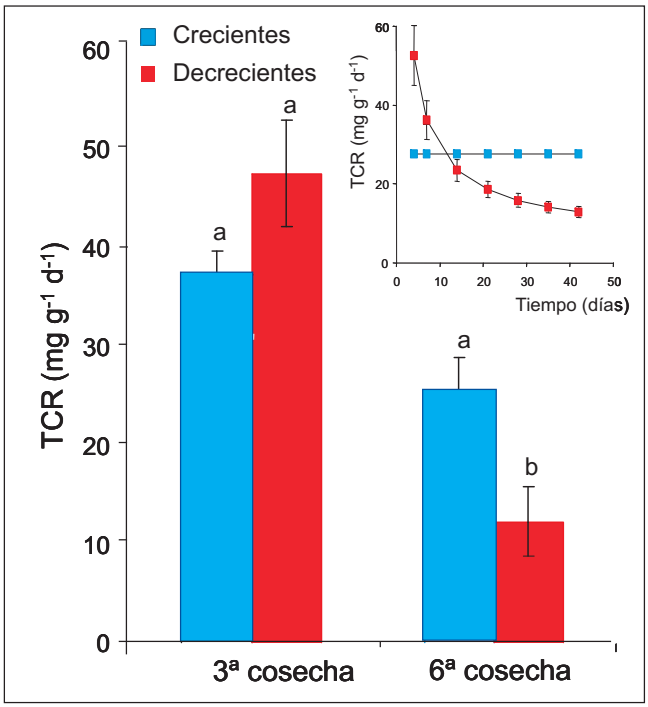


Figura 1.Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) para especies crecientes (■) y decrecientes(■) calculadas en base a las biomasas totales de las plantas de la 3ª y 6ª cosecha. Las barras corresponden al error estandar. Letras diferentes indican diferencias estadísticas. El recuadro muestra las trayectorias temporales de las TCRs de las especies crecientes y decrecientes (tomado de Leoni *et al.,* 2009).

Cuadro 3. Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) de las especies crecientes y decrecientes en la 3ª y 6ª semana de experimento (Leoni *et al.,* 2009).

	Código de especie	**TCR ($mg.g^{-1}.d^{-1}$) 3 cosechas**	**TCR ($mg.g^{-1}.d^{-1}$) 6 cosechas**
Especies crecientes			
Paspalum notatum	*P.no*	51,56	23,47
Axonopus affinis	*A.af*	32,11	29,59
Stenotaphrum secundatum	*S.se*	31,63	32,09
promedio de TCR		**38,43**	**28,38**
Especies decrecientes			
Stipa neesiana	*S.ne*	42,11	3,93
Bromus auleticus	*B.au*	36,27	15,21
Coelorachis selloana	*C.se*	60,93	20,36
Paspalum plicatulum	*P.pl*	51,10	9,84
promedio de TCR		**47,60**	**12,33**

78,9% de la varianza. El primer eje (explicó el 54,4% de la varianza) separó a las especies crecientes de las decrecientes. Las especies crecientes (*P. notatum*, *A. affinis* y *S. secundatum*) con valores negativos en el eje 1, estuvieron asociadas con valores altos de tasa de macollaje (TM), número total de hojas (HsV), área foliar específica (AFE), proporción de hojas verdes (HV/BT) y tasa de producción de hojas (THV). Las especies decrecientes (*C. selloana*, *P. plicatulum*, *B. auleticus* y *S. neesiana*) con valores opuestos en el eje 1, estuvieron asociadas con altos valores de biomasa seca (HS/BT), tasa de elongación foliar (TEF), proporción de biomasa reproductiva (inf/BT), tasa de senescencia (TS) y biomasa total (BT).

El segundo ACP basado en los atributos registrados en la sexta cosecha mostró un patrón similar. Los primeros dos ejes explicaron el 81,8% de la varianza y el primer eje que explicó el 57,0% de la varianza también separó las especies crecientes de las decrecientes que fue-

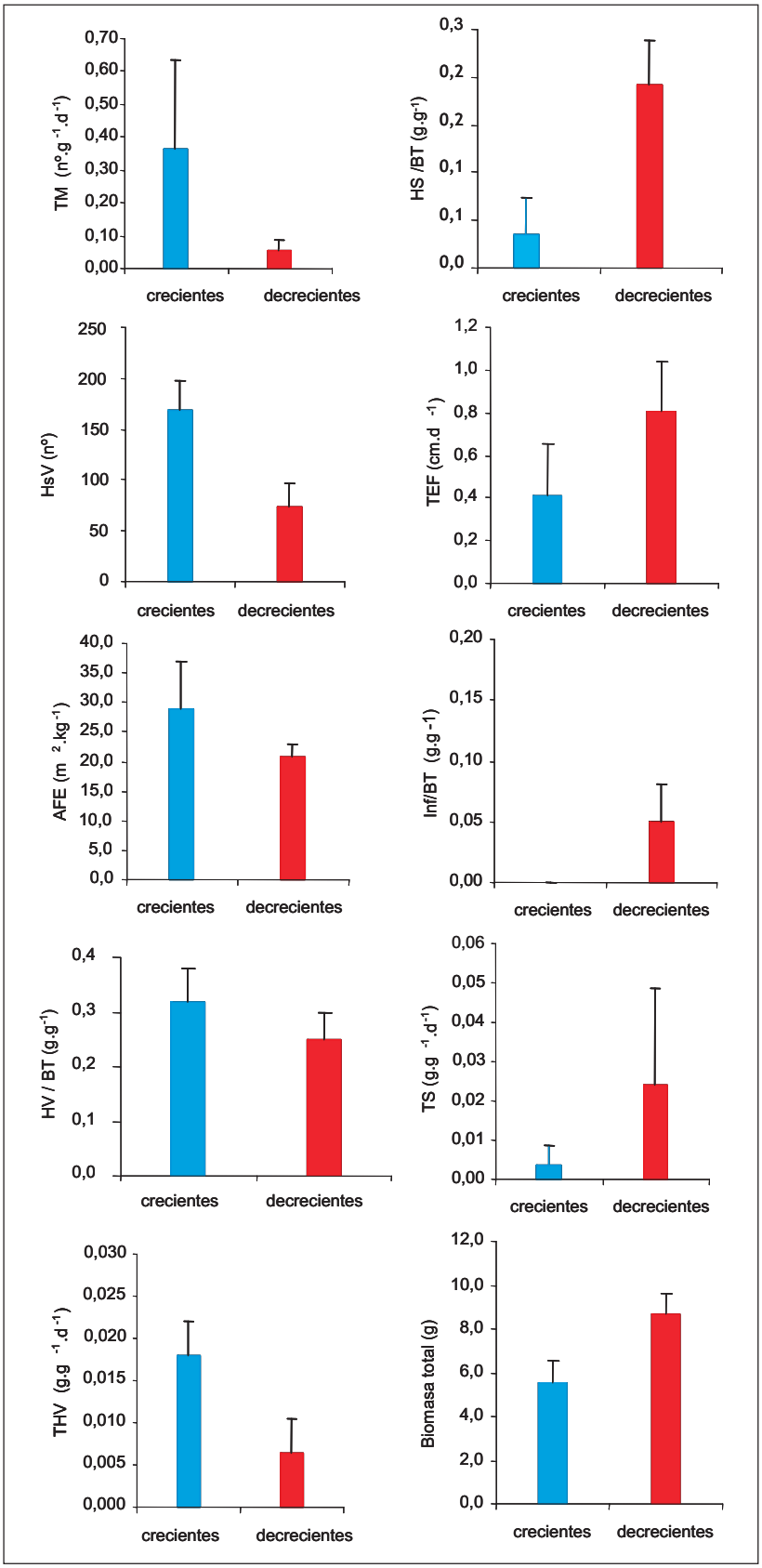


Figura 2. Promedios de los atributos que se asociaron con las especies crecientes (■) y decrecientes (■) basado en los datos registrados en la 6ª cosecha. Ver códigos en el Cuadro 1.

ron asociadas con los mismos atributos que en el primer ACP.

DISCUSIÓN

Los resultados del trabajo de Leoni *et al.* (2009) mostraron que las especies decrecientes tuvieron mayor TCR que las crecientes solamente por un periodo corto de tiempo, debido principalmente a la caída en las TCRs de las especies decrecientes con el transcurso del tiempo. Las TCRs de las crecientes permanecieron constantes durante todo el período. La disminución de la TCR de las especies decrecientes estaría explicada al menos en parte por algunos atributos morfológicos y funcionales que podrían estar afectando el crecimiento. La acumulación de biomasa seca en las especies decrecientes reduce la intercepción de la luz por parte de las hojas verdes debido al autosombreado (Poorter *et al.,* 1988 y Di Bella *et al.,* 2004). El hecho que las especies decrecientes tuvieron mayores valores de biomasa total, o sea que eran plantas más grandes, significa mayores costos de manutención de esta biomasa, lo que podría provocar también una reducción en las TCRs de las mismas (Konings, 1989). En este mismo sentido, los altos valores de elongación foliar y baja AFE de las especies erectas asociados con una mayor inversión en estructuras de soporte (Konings, 1989), estarían comprometiendo la asignación al crecimiento y producción. Esto se estaría dando en respuesta al ambiente sombreado, limitado por luz del área clausurada. En estas áreas, la arbustización por chircas (Altesor *et al.,* 2006) y el autosombreado por acumulación de biomasa seca (Altesor *et al.,* 2005), generan una marcada reducción en la disponibilidad de luz para los pastos a nivel del suelo, los cuales deben invertir en estructuras de soporte para ganar altura y así llegar a captar este recurso. Otra característica observada en las especies decrecientes que también podría estar explicando la disminución de la tasa de crecimiento, es la producción de estructuras reproductoras a partir de la segunda semana del experimento. El compromiso entre el gasto en reproducción y el gasto en crecimiento, ha sido reportado en muchos estudios (Grime y Hunt, 1975, Jurado y Westoby, 1992 y Swanborough y Westoby, 1996). Las especies crecientes no produjeron ninguna inflorescencia durante las 6 semanas que duró el experimento. Por lo tanto la asignación a la reproducción por la vía sexual fue nula, no comprometiendo recursos para estos fines, ni perjudicando la inversión en crecimiento.

Los atributos asociados a las especies crecientes, como alta área foliar específica (AFE), mayor número total de hojas (HsV), así como mayor tasa de producción de hojas (THV) y mayor tasa de macollaje (TM), permitieron la producción constante de tejidos fotosintéticamente activos. Asimismo, junto a la baja acumulación de tejidos senescentes, la ausencia de estructuras reproductivas y la menor biomasa, permitieron mantener incambiada la TCR a lo largo del tiempo.

Los atributos que presentan las especies crecientes bajo pastoreo constituyen estrategias para maximizar la superficie fotosintética de las plantas y permanecer a pesar del pisoteo y la defoliación ((McNaughton, 1983, Briske, 1991 y Briskey Richards, 1995).

Los menores valores de PPNA se observaron en el área clausurada al ganado por más de diez años, dominada por especies decrecientes con acumulación de biomasa verde y seca. Fue en estas especies decrecientes que se observaron las menores TCRs luego de transcurridas 6 semanas de experimento en el invernáculo. Las especies crecientes que presentaron valores intermedios de TCR, son las típicas del área pastoreada, que a su vez fue el sitio donde se registraron los valores intermedios de PPNA. Por último, los mayores valores de TCR se registraron en las especies decrecientes al inicio del experimento cuando las plantas se encontraban aún con tamaño pequeño y sin acumulación de restos secos. Paralelamente, los mayores valores de PPNA se presentaron en el tratamiento de simulación del pastoreo dentro de la clausura, dominada por especies decrecientes y donde fue removida la biomasa acumulada.

En el experimento llevado a cabo en el invernáculo los efectos acumulativos de los atributos que provocaron una disminución de las TCRs de las especies

decrecientes, parecerían ser los mismos a aquellos que limitan la PPNA en la exclusión.

CONCLUSIONES

Podemos afirmar entonces que los valores de TCR observados por Leoni *et al.* (2009) comparados con los valores de PPNA registrados por Altesor *et al.,* (2005), sustentan la hipótesis de que ciertos atributos individuales de las especies explican patrones de productividad a nivel del ecosistema.

Por último, podemos afirmar que las especies decrecientes frente al pastoreo, son potencialmente más productivas que las especies crecientes. Esto solo se mantiene por un corto periodo de tiempo antes que la acumulación de biomasa detenga su crecimiento y provoque una disminución en la productividad del sistema. Si además tenemos en cuenta que las clausuras en pocos años promueven cambios en las especies dominantes de la comunidad con la consecuente mejora en la calidad forrajera, estos resultados también pueden ser de utilidad en el manejo de nuestros campos naturales.

BIBLIOGRAFÍA

AGUIAR, M.R.; PARUELO, J.M.; SALA, O.E.; LAUENROTH,W.K. 1996. Ecosystem responses to changes in plant functional type composition: an example from the Patagonian steppe. Journal of Vegetation Science 7: 381–390.

ALTESOR, A.; DI LANDRO, E.; MAY, H. EZCURRA, E. 1998. Long-term species change in a Uruguayan grassland. Journal of Vegetation Science 9: 173-180.

ALTESOR, A.; OESTERHELD, M.; LEONI, E.; LEZAMA, F.; RODRÍGUEZ, C. 2005. Effect of grazing exclosure on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. Plant Ecology 179: 83-91.

ALTESOR, A.; PIÑEIRO, G.; LEZAMA, F.; JACKSON, R.B.; SARASOLA, M.; PARUELO, J.M. 2006. Ecosystem changes associated with grazing removal in sub-humid grasslands of South America. Journal of Vegetation Science 17: 323-332.

BRISKE, D.D. 1991. Developmental Morphology and Physiology of Grasses. páginas 85-108 En: R.K. Heitschmidt, y J.W. Stuth editores. Grazing management: An ecological perspective. Timber Press, Portland, Oregon.

BRISKE, D.D.; RICHARDS, J.H. 1995. Plant responses to defoliation: a physiological, morphological and demographic evaluation páginas 635-710. en: D.J. Bedunah y R.E. Sosebee editors. Wildland plants: physiological ecology and developmental morphology. Soc. for Range Management Denver, CO.

CHAPIN III, F.S. 2003. Effects of plant traits on ecosystem and regional processes: a conceptual framework for predicting the consequences of global change. Annals of Botany 91:455-463.

CHAPIN III, FS.; WALKER, B.H.; HOBBS, R.J.; HOOPER, D.U.; LAWTON , J.H.; SALA, O.E.; TILMAN, D. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. Science 277: 500-504

CHAPIN III, F.S.; ZAVALETA, E.S.; EVINER, V.T.; NAYLOR, R.L.; VITOUSEK, P.M.; X REYNOLDS, H.L.; HOOPER, D.U.; LAVOREL, S.; SALA, O.E.; HOBBIE, S.E.; MACK, M.C.; DÍAZ, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. Nature 405: 234-242.

DI BELLA, C.M.; PARUELO, J.M.; BECERRA, J.E., BACOUR, C.; BARET, F. 2004. Effect of senescent leaves on NDVI-based estimates of *f*APAR: experimental and modelling evidences. International Journal of Remote Sensing 25: 5415-5427.

EVINER, V.T.; CHAPIN III, F.S. 2003. Functional matrix: A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. Annual Revue in Ecology Evolution and Systematic 34:455–85.

FITTER, A.H.; HAY, R.K.M. 2002. Environmental Physiology of Plants. 3ª edición. 367 pp. Academic Press UK.

GARNIER, E.; CORTEZ, J.; BILLES, G.; NAVAS, M.L.; ROUMET, C.; DEBUSSCHE, M.; LAURENT, G.; BLANCHARD, A.; AUBRY, D.; BELLMANN, A.; NEILL, C.; TOUSSAINT, J.P. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. Ecology 85: 2630–2637.

GRIME, J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. Journal of Ecology 86: 902-910.

GRIME, J. P.; HUNT, R. 1975. Relative growth-rate: Its range and adaptive significance in a local flora. Journal of. Ecology 63: 393-422.

HOBBS, N.T.; BAKER, D.L.; BEAR , G.D.; BOWDEN, D.C. 1996. Ungulate grazing in sagebrush grassland: mechanisms of resource competition. Ecological Application 6: 200-217.

JURADO, E.; WESTOBY, M. 1992. Seedling growth in relation to seed size among species of arid Australia. Journal of Ecology 80: 407–416.

KONINGS, H. 1989. Physiological and morphological differences between plants with a high NAR or a high LAR as related to environmental conditions páginas 101-123. en: H. Lambers, M.L. Cambridge, H. Konings, y T.L. Pons editores. Causes and Consequences of Variation in Growth Rate and Productivity of Higher Plants. SPB Academic Publishing, The Hague.

LAMBERS, H.; CHAPIN IIII, F.S.; PONS, T.L. 2008. Growth and allocation pp 321-374 en: Plant Physiological Ecology. H. Lambers, F.S. Chapin III, y T.L. Pons T.L. editores. Springer.

LAVOREL, S.; GARNIER, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. Functional Ecology 16: 545–556.

LEONI, E.; ALTESOR, A.; PARUELO, J.M. 2009. Explaining patterns of production from individual level traits. Journal of Vegetation Science 20: 612-619.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J.P.; HECTOR, A.; HOOPER, D.U.; HUSTON, M.A.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.; TILMAN , D.; WARDLE, D.A. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. Science 294: 804-808.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR, US.

MCGILL, B.J.; ENQUIST, B.J.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. Trends in Ecology & Evolution 210:178–185.

MCINTYRE, S.; LAVOREL, S. 2001. Livestock grazing in subtropical pastures: steps in the analysis of attribute response and plant functional types. Journal of Ecology 89: 209-226.

MCNAUGHTON, S.J.; OESTERHELD, M.; FRANK, D.A.; WILLIAMS, K.J. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. Nature 341:142-144.

MCNAUGHTON, S.J. 1983. Compensatory plant growth as a response to herbivory. Oikos 40:329–336.

NAEEM, S.; WRIGHT, J.P. 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. Ecology Letters 6:567–579.

NOY-MEIR, I.; GUTMAN, M.; KAPLAND, Y. 1989. Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. Journal of Ecology 77: 290-310.

OESTERHELD, M. 1992. Effect of defoliation intensity on aboveground and belowground relative growth rates. Oecologia 92:313-316.

POORTER, H. 1989. Interspecific differences in relative growth rate: On ecological causes and physiological consequences. páginas 45-68. En: H. Lambers, M.L. Cambridge, H. Konings, y T.L. Pons editors. Causes and Consequences of Variation in Growth Rate and Productivity in Plants. SPB Academic Publishing, The Hague.

POORTER, H. 2002. Plant growth and carbon economy. Páginas 1– 6 en: K. Roberts editor. Encyclopedia of Life Sciences. Macmillan, London.

POORTER, H.; POT, C.S.; LAMBERS, H. 1988. Effect of an elevated CO2 concentration on growth, photosynthesis and respiration of *Plantago major.* Physiological. Plantarum 73: 553-559.

POORTER, H.; REMKES, C. 1990. Leaf area ratio and net assimilation rate of 24 wild species differing in relative growth rate. Oecologia 83: 553-559.

RODRÍGUEZ, C.; E. LEONI, E.; F. LEZAMA , F.; ALTESOR, A. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. Journal of Vegetation Science 14: 433-440.

SALA, O.E., LAUENROTH, W.K.; MCNAUGHTON, S.J.; RUSCH, G.; ZHANG, X. 1996. Biodiversity and ecosystem functionig in grasslands. páginas 129-149. En: H.A. Money, J.H. Cushman, E. Medina, O.E. Sala, y E.D. Schulze editores. Functinal roles of biodiversity: A global perspective. Wiley & Sons, Chichester.

SCHLESINGER, W.H.; REYNOLDS, J.F.; CUNNINGHAM, G.L.; HUENNEKE, L.F.; JARRELL, W.M.; VIRGINIA, R.A.; WHITFORD, W.G. 1990. Biological feedbacks in global desertification. Science 247:1043-1048.

SWANBOROUGH, P.; WESTOBY, M.1996. Seedling relative growth rate and its components in relation to seed size: phylogenetically independent contrasts. Functional Ecology 10: 176–184.

VILE, D.; SHIPLEY, B.; GARNIER, Y.E. 2006. Ecosystem productivity can be predicted from potential relative growth rate and species abundance. Ecology Letters 9:1061–1067.

WARDLE, D.A.; BARKER, G.M.; BONNER, K.I.; NICHOLSON, K.S. 1998. Can comparative approaches based on plant ecophysiological traits predict the nature of biotic interactions and individual plant species effects in ecosystems? Journal of Ecology 86:405-420.

WESTOBY, M.; WRIGHT, I.J. 2006. Land-plant ecology on the basis of functional traits. Trends in Ecology & Evolution 21:261–268.

WU, J.; LI, H. 2006. Concepts of scale and scaling páginas 3–15 en: J. Wu, K.B. Jones, H. Li y O.L. Loucks editores. Scaling and Uncertainty Analysis in Ecology: Methods and Applications,.Springer, Netherlands.

Pezzani, F.[1]**;**
Baeza, S.[1] **;**
Paruelo, J.M. [2,3]

CAPÍTULO XIII. Efecto de los arbustos sobre el estrato herbáceo de pastizales

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

[1]Ecología, Unidad de Sistemas Ambientales, Facultad de Agronomía, UDELAR.
[2]Laboratorio de Análisis Regional y Teledetcción. IFEVA-Facultad de Agronomía, UBA y CONICET. Av. San Martín 4453. 1417 – Buenos Aires. ARGENTINA.
[3]Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UDELAR.

RESUMEN

Los arbustos constituyen un componente muy abundante y conspicuo en los pastizales naturales de Uruguay, sin embargo es escaso el conocimiento que se tiene sobre su papel en el funcionamiento del ecosistema pastizal. Particularmente se destaca la presencia de la especie *Eupatorium buniifolium*, chirca, que llega a ocupar vastas áreas con altas densidades. La mayoría de los trabajos apuntan a su control basándose generalmente en supuestos que sostienen que la ocurrencia de chircas disminuye la productividad del sistema y del componente herbáceo en particular. En este trabajo cuantificamos, a escala regional y local, la intercepción y la absorción de radiación en áreas con y sin chircas, la partición de dicha radiación entre el estrato arbustivo y el herbáceo, así como la eficiencia en el uso de la radiación en presencia y ausencia de arbustos. El análisis regional se basó en datos de censos de vegetación (realizados en el marco del proyecto INIA-FPTA 175) e imágenes de alta resolución espacial de la Región Centro-Sur (Basamento Cristalino). Para el estudio local montamos un experimento en el cual desarbustizamos parcelas en un área de pastizales naturales también en la Región Centro-Sur. Encontramos que si bien a nivel regional los arbustales y los pastizales no difirieron ni en la cantidad de radiación que interceptaron ni en la que absorbieron, a nivel local las parcelas con arbustos interceptaron 33% más y absorbieron 38% más de la radiación fotosintéticamente activa. A su vez, pudimos cuantificar una marcada estacionalidad, con una mayor actividad de los arbustos en los meses de verano, lo que coincide con el ciclo anual de la especie. El estrato herbáceo presente bajo los arbustos intercepta y absorbe menos radiación debido a la presencia de las chircas, pero su eficiencia (evaluada a través de un estimador, *Photochemical Reflectance Index)* no resultó afectada, aunque se observó una pequeña ventaja comparada con la de los pastizales puros en los meses de mayor temperatura. Esto sugiere la posible existencia de efectos benéficos de los arbustos a través, por ejemplo, de la generación de condiciones microambientales más propicias para el crecimiento de especies herbáceas. El resultado neto de efectos de signo opuesto debido a la presencia/ausencia de arbustos debe ser investigado en detalle.

INTRODUCCIÓN

Los pastizales naturales comprenden aquellas regiones que se encuentran cubiertas por vegetación herbácea natural o seminatural, predominantemente gramíneas, con o sin plantas leñosas. Representan la vegetación potencial de una importante proporción de la superficie del planeta, aproximadamente un 35%, y se distribuyen en todos los continentes, exceptuando la Antártida (Sala *et al.,* 1996). El área que ocupan a nivel mundial puede variar entre 31 a 43% dependiendo si se incluyen o no la tundra y los arbustales (shrublands) (Gibson, 2009). Es un bioma limitado por el agua y la temperatura, su rango de distribución se ubica entre 150 y 1200 mm/año de precipitación y temperaturas entre 0 y 25 ºC (Whittaker 1975).

En los pastizales la presencia de especies leñosas arbustivas (de hasta 2 m de altura) es común en sitios con climas y suelos muy variados. La cantidad de arbustos puede variar desde áreas en las cuales se observan individuos aislados en la matriz de pastizal, hasta sitios considerados verdaderos arbustales dada la alta densidad de especies leñosas presentes (House *et al.,* 2003). El estudio de las interacciones entre las especies herbáceas y los arbustos se ha focalizado en aspectos relacionados con la dinámica del agua, el fuego y el pastoreo (Archer *et al.,* 1995, Scholes y Archer, 1997, Pugnaire y Luque, 2001, Briggs *et al.,* 2005). La mayor parte de los estudios de las interacciones entre arbustos y otros tipos funcionales y del proceso de «arbustización» se ha realizado en sistemas áridos y semiáridos (Sala *et al.,* 1989, Archer *et al.,* 1995, Aguiar y Sala 1998, Briggs *et al.,* 2005, Sankaran *et al.,* 2005, Simmons *et al.,* 2008).

La arbustización es un proceso importante en los pastizales naturales de Uruguay. Algunos trabajos (Rosengurtt, 1943, 1946, del Puerto, 1987, Millot *et al.,* 1987) han propuesto que la ausencia de ganado promueve la arbustización por un conjunto de especies, entre las que se destacan: *Eupatorium buniifolium, Baccharis dracunculifolia, Baccharis spicata, Baccharis articulata*, todas ellas nativas. Recientemente, Altesor *et al.* (2006) documentaron un notorio incremento de la cobertura de arbustos en los sitios no pastoreados respecto de sus pares pastoreados. La arbustización resultaría del mayor reclutamiento de plántulas y renuevos de arbustos en ausencia de pastoreo, y de la ventaja de este tipo funcional en cuanto a intercepción de luz en situaciones en donde se acumula material senescente.

Las especies leñosas cambian las condiciones ambientales en su entorno, tanto a nivel aéreo como subterráneo. El efecto neto de estos cambios ambientales sobre la vegetación herbácea puede ser positivo, neutral o negativo (Scholes y Archer, 1997, House *et al.,* 2003). El signo e intensidad de las interacciones cambia a lo largo de un gradiente ambiental, siendo fundamentalmente positivos en comunidades sometidas a estrés severo y predominando los resultados negativos en condiciones favorables de mayor humedad (Bertness y Callaway, 1994, Callaway, 1995, Pugnaire y Luque, 2001).

Entre los efectos positivos provocados por la presencia de leñosas, se ha mencionado la mejora de las condiciones edáficas (estructura y fertilidad del suelo) a través del aumento en la cantidad de nutrientes, incremento de la mineralización, aumento de la infiltración de agua y mejora en la distribución vertical de la humedad a través del ascenso hidráulico («hydraulic lift») (Richards y Caldwell, 1987). También existe evidencia de que los arbustos pueden incrementar la productividad primaria del estrato herbáceo de forma directa o indirecta (Frischknecht, 1963, Barth y Klemmedson, 1978, Scifres *et al.,* 1982, Belsky *et al.,* 1989, Weltzin y Coughenour, 1990). Los efectos directos se ejercen por ejemplo a través del mejoramiento de las condiciones hídricas de las plantas sombreadas por su dosel (Belsky y Canham, 1994). Los indirectos operan favoreciendo el ciclado de nutrientes a través de la formación de islas de fertilidad (Garner y Steinberger 1989), o generando microclimas apropiados para especies C_3 en áreas dominadas por especies C_4 (Heitschmidt *et al.,* 1986). Otros trabajos han reportado que los arbustos reducen la presión de pastoreo sobre las gramíneas ya que constituyen

un refugio para las especies más palatables y consumidas por el ganado disminuyendo su consumo (Welsh y Beck, 1976, Davis y Bonham, 1979, Jaksic y Fuentes, 1980).

Si bien los arbustos facilitan el desarrollo de plantas bajo su dosel en ambientes estresantes caracterizados por la falta de agua o elevadas temperaturas, en condiciones ambientales más favorables esta situación cambia y pueden ejercer efectos negativos sobre las gramíneas (Pugnaire y Luque, 2001). La competencia entre especies leñosas y herbáceas por luz, nutrientes y/o agua ha sido ampliamente documentada (Sala *et al.,* 1989, Callaway 1995, Callaway y Waker, 1997, Aguiar y Sala, 1998, Pugnaire y Luque, 2001, Schiffers y Tielbörger, 2006). En Israel se observó que los arbustos reducen la radiación solar incidente sobre el estrato herbáceo provocando una disminución de la productividad primaria de las gramíneas (Holzapfel *et al.,* 2006).

En los pastizales del Uruguay el estrato arbustivo está representado fundamentalmente por una Asteraceae, *Eupatorium buniifolium* Hook. et. Arn. (chirca), un arbusto perenne, de ciclo estival, de 0,8 a 1,5 m de alto. Su distribución comprende el sur de Bolivia, Paraguay, Uruguay y norte y centro de Argentina (Cabrera, 1968). Presenta un órgano subterráneo denominado xilopodio (tubérculo leñoso y gemífero que posee la capacidad de sobrevivir en condiciones climáticas adversas Rizzini, 1965). Este órgano le confiere una importante capacidad de rebrotar cuando se corta o se quema la biomasa aérea (Bayce y del Puerto, 1989, Barrera y Rivera, 1993).

Si bien no se conoce actualmente la superficie que ocupan los «chircales» en el país, del Puerto (1987) menciona que pueden cubrir unas 400.000 ha. La densidad y la cobertura es muy variable entre potreros, llegándose a estimar la existencia de 11.500 individuos/ha en un chircal virgen (Bayce y del Puerto, 1989). Esta especie bajo determinadas condiciones puede acumular una biomasa superior a los 3000 kg MS ha^{-1}(datos no publicados), una cifra comparable a la productividad anual del estrato herbáceo de esos ambientes. Merentiel (2008) realizó un estudio sobre la estructura poblacional de *E. buniifolium* en pastizales naturales en la región Centro-Sur. Encontró una mayor densidad y cobertura de chircas en potreros en los que se excluyó el ganado, aproximadamente 10 años antes, alcanzando valores de más de 30% de cobertura.

La presencia de chirca es un aspecto característico de los pastizales uruguayos y su control es el manejo más frecuente. Una cantidad muy importante de recursos se destina a revertir las situaciones de arbustización, y la mayoría de los trabajos sobre esta especie tienen como objetivo su control o erradicación (Aleman y Gómez, 1989; Bayce y Del Puerto, 1989; Del Puerto, 1990; Formoso, 1997, Burmester y Emicuri, 1999). Este manejo se basa en una serie de supuestos que carecen de evidencia empírica documentada. Uno de ellos es que la presencia de arbustos disminuye la productividad del sistema y del componente herbáceo en particular. Un determinante central de la productividad primaria es la absorción de radiación por parte de los tejidos fotosintéticos (Monteith, 1972). Los sensores remotos permiten una fácil cuantificación de esta variable, tanto a nivel de parcela como regionalmente. La productividad primaria o las ganancias de C resultarán del producto de la radiación absorbida por la eficiencia en el uso de la radiación, o sea el coeficiente de conversión de energía electromagnética en energía química (gC/MJ). Los sensores remotos pueden a su vez proveer una estimación de este coeficiente a partir del índice de reflectancia fotoquímico (Gamon *et al.,* 1992, Peñuelas *et al.,* 1995).

En este trabajo evaluamos en qué medida la presencia de chircas afecta la productividad de los ecosistemas pastoriles y del estrato herbáceo en particular usando la fracción de la radiación absorbida por tejidos verdes como un descriptor de las ganancias de C del sistema. Los objetivos específicos fueron:

- Cuantificar, a escala regional y local, las diferencias en la dinámica estacional de la absorción de radiación entre áreas con y sin arbustos.

- Cuantificar la partición de la radiación absorbida entre el estrato arbustivo y el estrato herbáceo.
- Estimar la eficiencia en el uso de la radiación en parcelas con y sin arbustos.

Para satisfacer estos objetivos se realizó un análisis regional de comparación de sitios de pastizal y de arbustal en la Región Centro-Sur (experimento mensurativo) y un experimento de manipulación de la vegetación, en el cual se removió el componente arbustivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento mensurativo

Se evaluaron parches con y sin arbustos en términos de la radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (fRFA) y la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA).

Se seleccionaron parches de pastizales y arbustales usando censos de vegetación realizados en el marco del proyecto INIA-FPTA 175 durante los meses de primavera de los años 2006 y 2007 en la Región Centro-Sur (Basamento Cristalino) e imágenes de alta resolución espacial, utilizando como soporte el programa Google Earth. Se seleccionaron 10 polígonos de pastizales naturales y 10 polígonos de arbustales lo suficientemente extensos como para incluir completamente un píxel MODIS (Figura 1). Los 10 polígonos de pastizal natural se seleccionaron a partir de información georreferenciada mediante GPS en las campañas de campo. Para la selección de los polígonos de arbustales se identificó visualmente sobre Google Earth el potrero arbustizado más cercano al polígono de pastizal natural seleccionado. Los potreros con arbustos poseen una fisonomía completamente distinta a los de pastizales sin arbustos (o con baja densidad de éstos) y son claramente distinguibles en las imágenes de alta resolución disponibles en Google Earth, generalmente Ikonos (resolución espacial: 1x1 m) o QuickBird (resolución espacial 60x60cm.)

La fRFA de los parches seleccionados se calculó a partir del Indice de Vegetación Normalizado derivado de imágenes de satélite del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer, resolución espacial 250 X 250 m). El IVN es un índice espectral construido a partir de la reflectancia diferencial de los tejidos vegetales en las longitudes de onda correspondientes al rojo e infrarrojo cercano. Este índice muestra una relación estrecha, positiva y lineal con la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación verde (RFAA) (Sellers *et al.,* 1992) y por tanto con la productividad primaria (Prince, 1991; Di Bella *et al.,* 2004, Piñeiro *et al.,* 2006).

El MODIS Land Science Team (http://modisland. gsfc.nasa.gov/) produce una imagen de IVN cada 16 días con una resolución espacial de 250 x 250 m, de distribución gratuita para la investigación. Este sensor representa un salto cualitativo en la caracterización y detección remota de los cambios en la superficie terrestre debido al importante esfuerzo que se ha dedicado a la corrección geométrica y radiométrica de la información recopilada (Huete *et al.,* 2002).

Cada imagen de IVN posee como producto asociado una imagen de calidad de los datos píxel a píxel, de esta forma para cada píxel de la imagen de IVN es posible conocer la información sobre la construcción de ese valor, la calidad del dato generado en función del tipo de método y datos utilizados, la cantidad de aerosoles en la atmósfera, la presencia de nubes, etc. (Roy *et al.,* 2002). Cada imagen de IVN fue depurada a partir de su imagen de calidad asociada de forma de considerar en los análisis solamente a los píxeles de calidad aceptable o superior. El análisis de las imágenes IVN-MODIS fue realizado en ENVI 4.6.1 (ITT Visual Information Solutions, Boulder, CO. USA).

Para el cálculo de la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (fRFA) se utilizaron imágenes de IVN del sensor MODIS correspondientes a todo el año 2006.

La fRFA fue estimada a partir del IVN mediante una interpolación no lineal parametrizada localmente (Potter *et al.,*

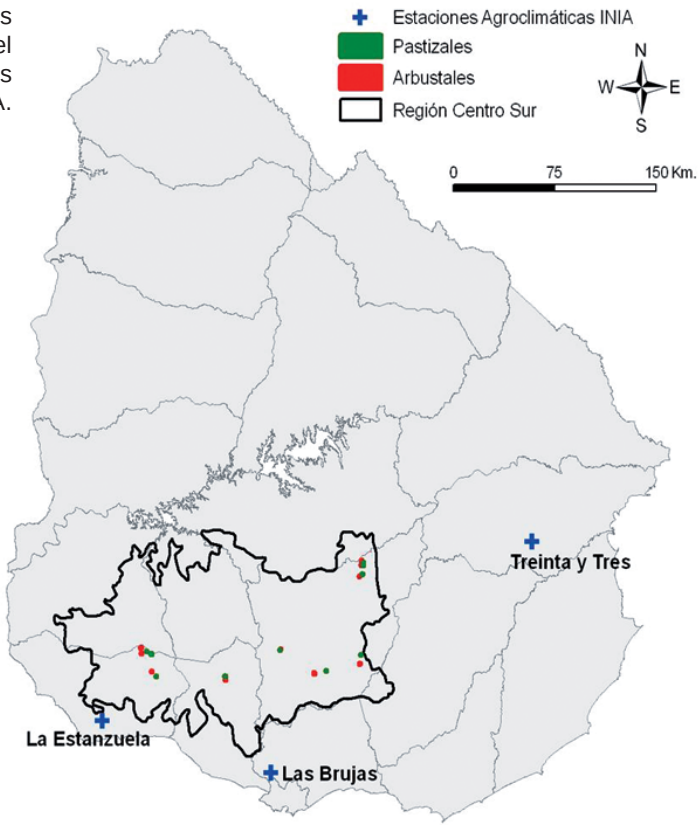


Figura 1. Ubicación de las áreas de pastizales y de arbustales incorporadas en el análisis regional, y de las estaciones agroclimáticas del INIA.

1993; Piñeiro *et al.,* 2006). La ecuación utilizada fue: fRFA = 0.01 * e $^{(5.3662*IVN)}$

Para calcular RFAA se utilizaron datos climáticos correspondientes a tres estaciones agroclimáticas del INIA (La Estanzuela, Las Brujas y Treinta y Tres). Cada par de polígonos de arbustales-pastizales fue asociado a la estación meteorológica más cercana (Fig. 1). En todos los casos se calculó la RFA incidente a partir de los registros diarios de heliofania (horas de sol efectivas) según modelo de cálculos de la Cátedra de Climatología y Fenología Agrícolas, Facultad de Agronomía, UBA. Los valores diarios fueron promediados en intervalos de 16 días que coinciden con los intervalos de la serie temporal de IVN-MODIS.

Experimento manipulativo

Sitio de estudio

El experimento de remoción de arbustos se realizó en el establecimiento El Relincho, ubicado en la localidad de Ecilda Paullier, Departamento de San José, Uruguay (31º 54' S, 58º 15' O), en la región Centro-Sur. La precipitación promedio anual es de 1099 mm y la temperatura promedio anual de 17,4 ºC. Los suelos predominantes son Mollisoles. El establecimiento comprende 500 ha en su mayoría de pastizales naturales dedicados a la ganadería extensiva; algunas áreas tienen antecedentes agrícolas de hace más de 30 años. El pastizal natural, con dominancia de especies nativas C_4, está formado por tres estratos: un estrato bajo y denso de hierbas y gramíneas postradas, un segundo estrato de gramíneas erectas y sufrútices (en donde el más abundante es *Baccharis trimera* -carqueja) y el tercero más alto, con arbustos, dominado por *Eupatorium buniifolium* (chirca de campo).

En octubre de 2006 se instaló una estación meteorológica automática Davis, modelo Vantage Pro2, que entre otras variables permite la cuantificación de la radiación incidente en el sitio.

Tratamiento de remoción de arbustos

Se realizó un experimento manipulativo factorial de remoción del arbusto *E. buniifolium*. En diciembre de 2005 se seleccionó un área de 1.200 m^2 de pastizal natural que estaba bajo pastoreo y que presentaba abundante presencia de chirca. A partir de ese momento se excluyó el ganado alambrando todo el perímetro. Se marcaron 66 parcelas de 4 x 4 m (1 metro se destinó a caminos). Se realizó un relevamiento florístico de toda el área para conocer la situación inicial de la comunidad a través de un censo de todas las especies presentes en cada parcela y se registró cual era la especie herbácea dominante en cada una de ellas. Se registró también el porcentaje de suelo desnudo en cada una, y el número de vástagos de chirca presentes en ese

momento. Se realizó un análisis de similaridad (Bray Curtis) para escoger las 20 parcelas más homogéneas a las cuales se les aplicó el tratamiento. Para este análisis los criterios utilizados fueron: densidad de chirca, especie herbácea dominante y porcentaje de suelo desnudo. El tratamiento aplicado en junio de 2006 consistió en el corte de toda la biomasa aérea de *E. buniifolim* en 10 parcelas, quedando las restantes 10 como testigo (con chirca, Figura 2).

Figura 2. Vista de una parcela en la que se removieron las chircas (adelante) y otra en la que se mantuvieron (atrás). Foto: G. Parodi, octubre 2009.

Con el objetivo de mantener las parcelas sin chirca se removió sistemáticamente la biomasa aérea de *E. buniifolium* de las parcelas correspondientes. También se realizaron cortes del estrato herbáceo con el fin de homogeneizar su altura en 8 cm dejando en pie la biomasa equivalente a la situación pastoreada. Este mantenimiento se realizó cada dos meses.

Cuantificación de la intercepción de radiación por parte del estrato herbáceo

Entre enero 2007 y enero 2008, cada dos meses, se realizaron en cada parcela mediciones de reflectancia en las bandas del rojo y el infrarrojo cercano usando un radiómetro de mano Skye que registra la radiación en las bandas correspondientes a 500, 570, 900 y 970 nm. A partir de esas mediciones se estimó el Indice Verde Normalizado (IVN) y el *Photochemical Reflectance Index* (PRI*)*. Las mediciones de ambos índices se realizaron para ambos estratos. A su vez se cuantificó la intercepción fotosintéticamente activa del estrato arbustivo midiendo con un radiómetro longitudinal que registra radiación entre 400 y 700 nm. Las mediciones se realizaron por encima y por debajo del estrato arbustivo registrándose radiación incidente y reflejada (Figura 3). La radiación incidente se midió de manera continua en una estación meteorológica contigua al experimento.

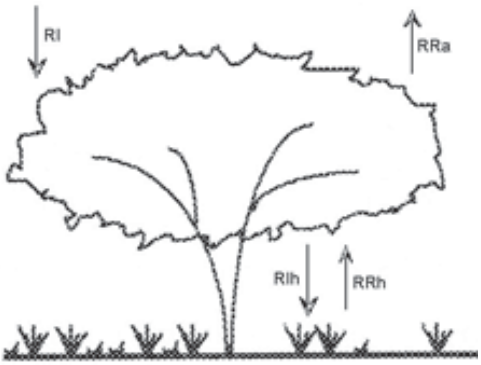


Figura 3. Representación esquemática de los flujos de radiación medidos en las parcelas que presentaron estrato arbustivo y herbáceo. RI: radiación incidente; RRa: radiación reflejada por el estrato arbustivo; RIh: radiación incidente en el estrato herbáceo (= radiación transmitida); RRh: radiación reflejada por el estrato herbáceo.

Análisis de la información

Se realizaron análisis de varianza de medidas repetidas con el programa Statistica 6.0 para las variables fRFA y RFAA analizadas a nivel regional. En el caso del experimento manipulativo se realizaron análisis de varianza de medidas repetidas para las variables fRFA, RFAA y PRI entre las parcelas con y sin chirca, considerando toda la comunidad vegetal de las parcelas y el estrato herbáceo exclusivamente.

RESULTADOS

Experimento mensurativo

No se encontraron diferencias significativas entre los pastizales y los arbustales en la radiación fotosintéticamente activa que es interceptada por la vegetación (fRFA; $F_{(1,18)}$=1.084; p=0.3114). El promedio anual de radiación interceptada por los arbustales fue de 0.264 mientras que para los pastizales fue de 0.248. El factor tiempo fue significativo ($F_{(22,396)}$=30.711; p<0.0001) así como también la interacción tratamiento x tiempo ($F_{(22,396)}$=1.631; p=0.0368). Esto indica que si bien la intercepción total de radiación no fue significativamente diferente, sí varió su dinámica estacional (Figura 4).

La radiación fotosintéticamente activa absorbida acumulada (RFAA) no mostró diferencias significativas entre pastizales y arbustales ($F_{(1,18)}$=0.163; p=0.6907), pero si presentó diferencias significativas en relación al factor tiempo ($F_{(22,396)}$=102.008, p>0.0001). La interacción tratamiento x tiempo para esta variable no fue significativa ($F_{(22,396)}$=1.176, p=0.2649). Las diferencias estacionales en RFAA se reducen y se vuelven no significativas en el tiempo. Sin embargo, se observa una mayor radiación acumulada por los sitios con arbustos durante el verano: 307.8 vs 284.5 MJ/m^2 el total acumulado en los meses de enero, febrero y marzo 2006 para los sitios de arbustal y pastizal, respectivamente. Esta diferencia se invierte si se considera la radiación absorbida en invierno: 129.8 y 143.2 MJ/m^2 en los meses de junio, julio y agosto de 2006 para los sitios de arbustal y pastizal, respectivamente (Figura 5).

Experimento manipulativo

Las parcelas con arbustos interceptaron y absorbieron más radiación que las parcelas sin arbustos ($F_{(1,18)}$= 49.897; p<0.0001 y $F_{(1,18)}$= 786.067; p<0.0001, respectivamente). El factor tiempo fue significativo en el análisis de ambas variables ($F_{(4,72)}$=72.779; p<0.0001 y $F_{(4,72)}$= 67.325; p<0.0001, respectivamente) así como la interacción tratamiento x tiempo ($F_{(4,72)}$=22.911; p<0.0001 y $F_{(4,72)}$=18.798; p<0.0001) (Figuras 6 y 7).

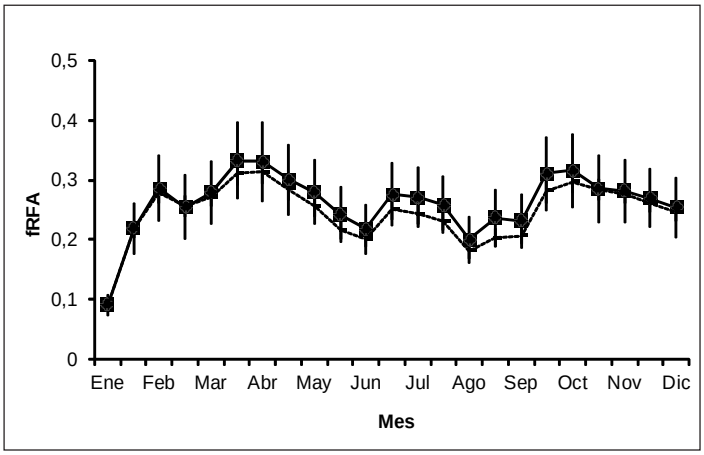


Figura 4. Radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (fRFA) en sitios de pastizal (línea punteada, n=10) y sitios de arbustal (línea entera, n=10) en la región Centro-Sur en el año 2006.

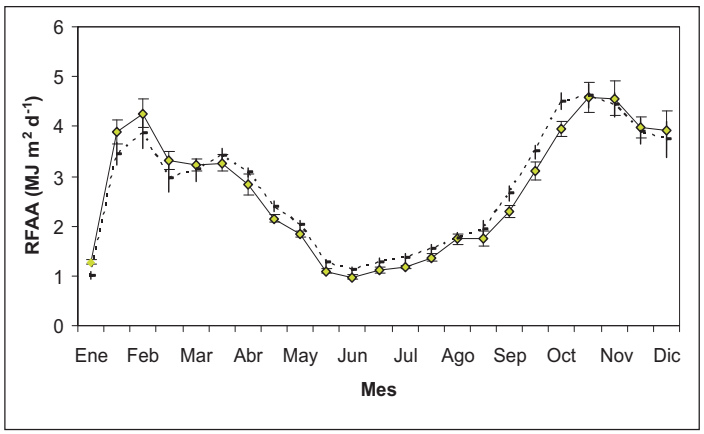


Figura 5. Radiación fotosintéticamente activa absorbida acumulada por la vegetación (RFAA) en sitios de pastizal (línea punteada, n=10) y sitios de arbustal (línea entera, n=10) en la región Centro-Sur en el año 2006.

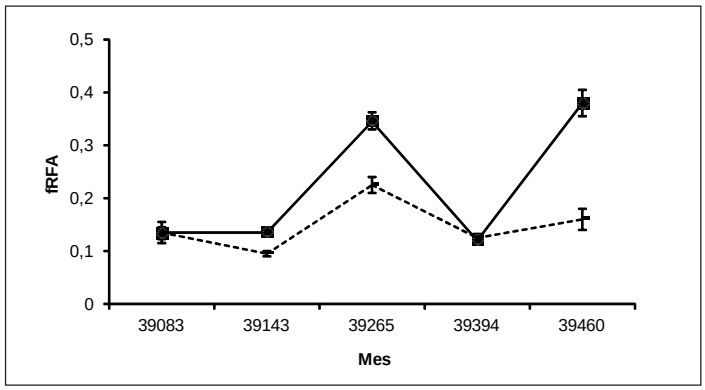


Figura 6. Radiación fotosintéticamente activa interceptada (fRFA) en parcelas con arbustos (línea entera, n=10) y sin arbustos (línea punteada, n=10) en el experimento instalado en El Relincho, en el período enero 2007 a enero 2008.

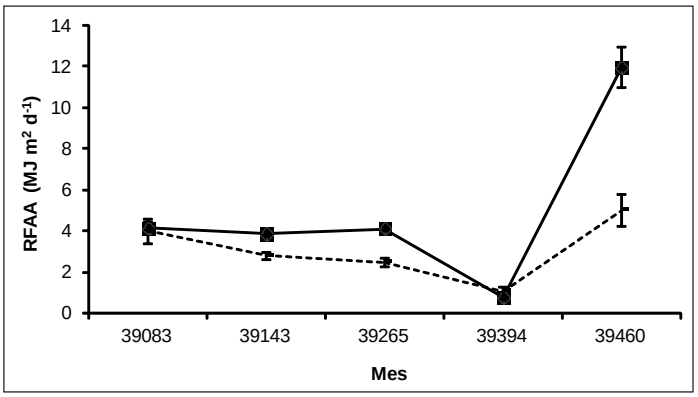


Figura 7. Radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) en parcelas con arbustos (línea entera, n=10) y sin arbustos (línea punteada, n=10) en el experimento instalado en El Relincho, en el período enero 2007 a enero 2008.

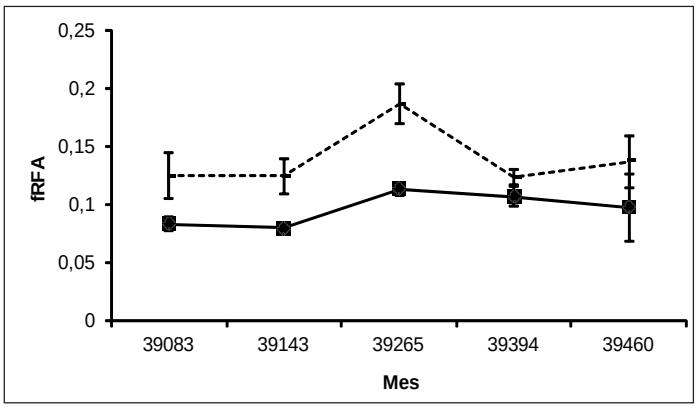


Figura 8. Radiación fotosintéticamente activa interceptada (fRFA) por el estrato herbáceo en parcelas con arbustos (línea entera, n=10) y sin arbustos (línea punteada, n=10) en el experimento instalado en El Relincho, en el período enero 2007 a enero 2008.

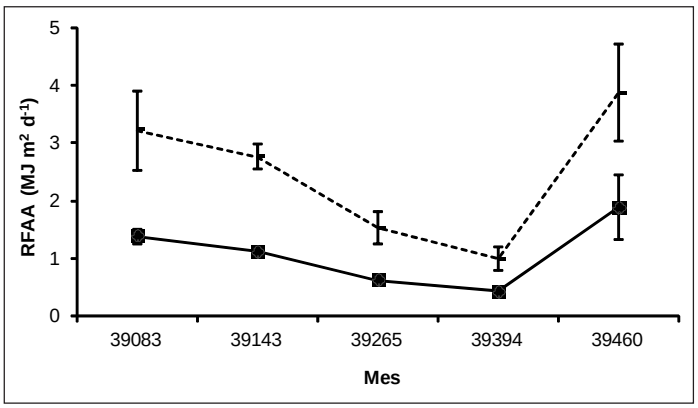


Figura 9. Radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) por el estrato herbáceo en parcelas con arbustos (línea entera, n=10) y sin arbustos (línea punteada, n=10) en el experimento instalado en El Relincho, en el período enero 2007 a enero 2008.

Cuando se analiza la radiación que fue interceptada y absorbida solamente por el estrato herbáceo se observa que en ambos casos en las parcelas sin arbustos este componente del tapiz logra un mayor uso del recurso ($F_{(1,18)}$=20.183; p=0.0002 para fRFA y $F_{(1,18)}$=19.755; p=0.0003). El factor tiempo fue significativo ($F_{(4,72)}$=2.958; p=0.0254 para fRFA y $F_{(4,72)}$=10.252; p<0.0001 para RFAA). La interacción tratamiento x tiempo no fue significativa en ninguno de los dos casos ($F_{(4,72)}$=0.818; p=0.517 y $F_{(4,72)}$=1.262; p=0.293) (Figuras 8 y 9).

El PRI, un indicador de la eficiencia de uso de la radiación, mostró que las parcelas sin arbustos son significativamente más eficientes ($F_{(1,18)}$= 75.903; p<0.0001) que aquellas con arbustos (Figura 10). Cuando se analizó la eficiencia de uso de la radiación considerando exclusivamente el estrato herbáceo presente en las parcelas (Figura11) no se observaron diferencias significativas entre parcelas con o sin presencia de arbustos ($F_{(1,18)}$= 0.8443; p=0.3703). El factor tiempo resultó significativo ($F_{(4,72)}$= 4.6191; p=0.0022) mientras que la interacción tratamiento x tiempo no fue significativa ($F_{(4,72)}$= 0.2545; p=0.9060).

DISCUSIÓN

Los análisis a nivel regional muestran que, en el año analizado, arbustales y pastizales no difieren ni en la cantidad total de radiación absorbida ni en la fracción de la radiación incidente interceptada por los tejidos verdes. Sin embargo, en el experimento manipulativo las áreas con arbustos interceptaron un 33% más (en promedio para todo el año 2007) de la radiación fotosintéticamente activa y terminaron absorbiendo un 38% más de energía electromagnética que los sitios de pastizal donde se removieron los arbustos. Este resultado concuerda con los encontrados por Tournebize y Sinoquet (1995) quienes analizaron un sistema mixto de *Dichanthium aristatum* (gramínea, C4) y filas del arbusto *Gliricidia sepium* (leguminosa, C3). Estos autores señalan que la luz absorbida por los arbustos varió entre 51% y 66%, y en todos los casos la intercepción de luz fotosintéticamente activa fue mayor en los sistemas mixtos: 15% y 30% más

que en los arbustales puros y los pastizales puros, respectivamente. Pero en todos los casos la eficiencia de absorción de la radiación fue mayor en las mezclas que en los cultivos puros.

Considerando solamente el estrato herbáceo, en nuestro experimento encontramos que la radiación interceptada por este estrato (promedio para todo el año) se redujo aproximadamente 30% debido a la presencia de las chircas, mientras que la radiación absorbida (total anual) es un 56% menor en el estrato herbáceo presente bajo el dosel de los arbustos en relación a los pastizales puros. Este resultado es comparable con el reportado por Tournebize y Sinoquet (1995) quienes encontraron que la presencia de los arbustos disminuyó la absorción de luz de la gramínea la cual absorbió entre 42 y 50% y 14 y 19% en cultivos puros y mixtos respectivamente.

Los arbustales y pastizales si difirieron en su dinámica estacional. Esta diferencia resultó muy significativa en el experimento: las áreas con arbustos absorbieron un 44% más radiación en los meses más cálidos (promedio de los registros de enero 2007 y enero 2008). En el análisis regional la mayor absorción de los arbustos varia en 5% al promediar los registros de los meses de enero, febrero y diciembre 2006. Tanto en los pastizales como en los arbustales la marcada estacionalidad en la absorción de radiación por parte de la vegetación es uno de los principales determinantes de la productividad primaria aérea, ya que la intercepción de radiación por el follaje influye tanto en la actividad fotosintética como en la pérdida de agua por transpiración.

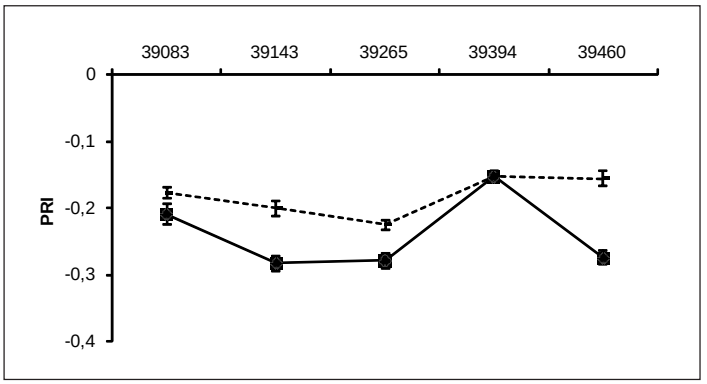


Figura 10. Eficiencia de uso de la radiación estimada a partir del cálculo del PRI (Photochemical Reflectance Index) en parcelas con arbustos (línea entera, n=10) y sin arbustos (línea punteada, n=10) en el experimento instalado en El Relincho, en el período enero 2007 a enero 2008.

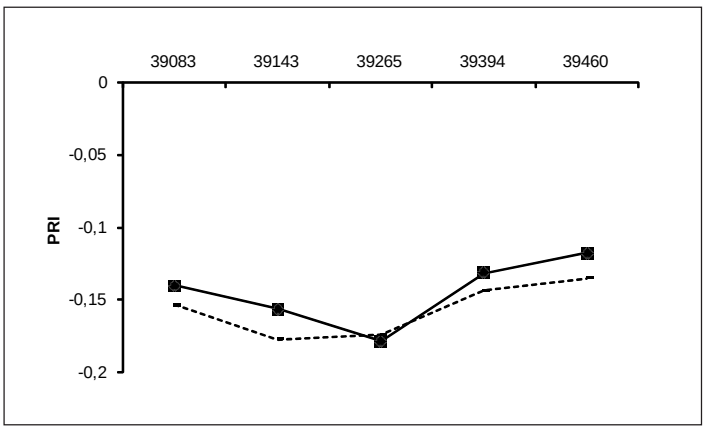


Figura 11. Eficiencia de uso de la radiación del estrato herbáceo, estimada a partir del cálculo del PRI (Photochemical Reflectance Index) en parcelas con arbustos (línea entera, n=10) y sin arbustos (línea punteada, n=10) en el experimento instalado en El Relincho, en el período enero 2007 a enero 2008.

La eficiencia de utilización de la radiación (estimada a partir del PRI) fue, en promedio para todo el año evaluado, 21% menor en las parcelas con arbustos en relación a las que presentaron solamente estrato herbáceo, indicando que el componente arbustivo podría ser menos eficiente que el componente herbáceo en la utilización de este recurso. Por otro lado, si bien las diferencias no fueron significativas al comparar el PRI del estrato herbáceo presente debajo de los arbustos con el de las parcelas sin arbustos, existió una diferencia promedio anual de 9% mayor en el tapiz herbáceo bajo los arbustos. Esta diferencia es máxima en los meses de mayor temperatura. Una posible explicación de este comportamiento podría referir a las condiciones microambientales más favorables propiciadas por los arbustos a través de un efecto amortiguador de la temperatura y de la incidencia del viento bajo su canopeo. En este sentido, Fernández (2007) analizó el estado hídrico y el ambiente abiótico de dos gramíneas (*Paspalum notatum* y *Stipa neesiana*) creciendo en parches con y sin *E. buniifolium*. Encontró que si bien la presencia del arbusto puede mejorar el estado hídrico de las

gramíneas en los meses y horas de mayor demanda atmosférica de agua, también se reduce la intercepción de luz en el estrato graminoso. El efecto neto de esta interacción cambiaría dependiendo de las condiciones ambientales.

Además de las condiciones del ambiente físico que pueden estar siendo modificadas por la presencia de los arbustos, es importante tener en cuenta el papel de las interacciones interespecíficas, como la competencia y la facilitación, y su efecto sobre las especies interactuantes. Estos mecanismos ocurren simultáneamente en las comunidades vegetales y sus efectos varían en el tiempo debido a que el balance entre ambas cambia dependiendo en gran medida de los estadios fenológicos de las especies interactuantes (Callaway y Walker, 1997).

Uno de los principales motivos que justifican las medidas de control de la chirca en Uruguay se basa en que la presencia de arbustos disminuye la productividad del sistema y del componente herbáceo en particular. Este trabajo muestra que la presencia de arbustos reduce significativamente la cantidad de energía que es absorbida y no modifica significativamente la eficiencia con que se use esta energía. Eso sugiere una disminución en la productividad del estrato herbáceo. Sin embargo el experimento y evidencias aportadas por otros trabajos sugieren la existencia de efectos negativos (menor radiación que llega al estrato herbáceo debajo de los arbustos) y positivos (mejor eficiencia de utilización de la radiación por parte del estrato herbáceo, mejor estado hídrico). El resultado neto de estos efectos de signo distinto dependerá de la interacción con las condiciones del año y la estructura del dosel. Estos factores determinarán la variación en las condiciones microambientales que experimenta el estrato graminoso.

Los efectos de la presencia de arbustos no pueden obviar los posibles cambios en la composición botánica del estrato herbáceo como consecuencia de la remoción de los arbustos. En este sentido, Heitschmidt *et al.* (1986) en un tratamiento de control aplicado al arbusto *Prosopis glandulosa,* en una zona semiárida de Texas, no encontraron diferencias ni en la composición de especies ni en la producción de plantas herbáceas luego de cinco años de aplicado el tratamiento. Sin embargo, los autores reportan evidencias de que los arbustos proveen habitats apropiados para el mantenimiento de varias de las especies más productivas de ese sistema. Este último aspecto puede ser de gran interés para algunas de las gramíneas nativas de los pastizales en Uruguay, de alto valor forrajero, y cuya frecuencia en el tapiz es afectada negativamente por el pastoreo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue parcialmente financiado por el Proyecto IAI-CRN 2031.

BIBLIOGRAFÍA

AGUIAR M.R.; SALA, O.E. 1998. Interactions among grasses, shrubs, and herbivores in Patagonian grass-shrubs steppes. Ecología Austral 8: 201-210.

ALEMAN A.; GÓMEZ, A. 1989. Control de malezas de campo sucio y carbohidratos de reserva de tres especies arbustivas. Tesis de grado. Facultad de Agronomía. Montevideo, Uruguay.

ALTESOR, A.; PIÑEIRO, G.; LEZAMA, F.; JACKSON, R.B.; SARASOLA, M.; PARUELO, J. M. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. Journal of Vegetation Science 17: 323-332.

ARCHER, S.R.; SCIFRES, C.;BASSHAM, C.D.; MAGGIO, R. 1995. Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO_2? Climate Change 29: 91-99.

BARTH, R.C.; KLEMMEDSON, J.O. 1978. Shrub-induced spatial patterns of dry matter, nitrogen and organic carbon. Soil Science Society of America Journal 42: 804-809.

BARRERA M.; RIVERA, S. 1993. El xilopodio de *Eupatorium buniifolium* Hooker & Arnott y su respuesta después del fuego. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata 69: 13-22.

BAYCE D.; DEL PUERTO, O.1989. Observaciones sobre control de chircales de *Eupatorium buniifolium* mediante pastoreo y quema. Nota

Técnica N°6. Facultad de Agronomía. Montevideo, Uruguay.

BELSKY, A.; AMUNDSON, R.; DUXBERRY, R.; RIHA, S.; ALI, A.; MWONGA, S.1989. The effects of trees on their physical, chemical and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. Journal of Applied Ecology 26: 1005-1024.

BELSKY, A.; CANHAM, C. 1994. Forest gaps and isolated savanna trees: an application of match dynamics in two ecosystems. Bioscience 44: 77-84.

BERTNESS ,M. D.; CALLAWAY, R. M. 1994. Positive interactions in communities. Trends in Ecology and Evolution 9: 191-193.

BRIGGS, J.M.; KNAPP, A.K.; BLAIR, J.M.; HEISLER, J.L.; HOCH, G.A.; LETT, M.S.; MCCARRON, J.K. 2005. An ecosystem in transition: causes and consequences of the conversion of mesic grassland to shrubland. Bioscience 55: 243-254.

BURMESTER, C.; EMICURI, H. 1999. Relevamiento y estudio de posibles medidas de control de malezas leñosas. Tesis: Universidad de la República, Facultad de Agronomía. Montevideo, Uruguay.

CABRERA, A. 1968. Compositae. En: Cabrera, A.L.editor. Flora de la Provincia de Buenos Aires. Colección Científica INTA. Tomo IV. Parte VI.

CALLAWAY, R.M. 1995. Positive interactions among plants. The Botanical Review 61: 306-349.

CALLAWAY, R.M.; WALKER, L.R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. Ecology 78: 1958-1965.

DAVIS, J.H.; BONHAM, C.D. 1979. Interference of sand sagebrush canopy with needleandthread. Journal of Range Management 32: 384-386.

DEL PUERTO, O. 1987. La extensión de las comunidades primitivas arbóreas en el Uruguay. Notas Técnicas N°1. Facultad de Agronomía. Montevideo, Uruguay.

DEL PUERTO, O. 1990. Las Malezas de los Campos IV. La Chirca *Eupatorium buniifolium.* Revista Lananoticias, SUL. pp. 18-20.

DI BELLA, C.M.; PARUELO, J.M.; BECERRA, J.E.; BACOUR, C.; BARET, F. 2004. Effect of senescent leaves on NDVI-based estimates of fAPAR: experimental and modelling evidences. International Journal of Remote Sensing 25: 5415-5427.

FERNÁNDEZ ,G. 2007. Efecto de los arbustos sobre el estrato graminoso y comportamiento hídrico de los Tipos Funcionales de Plantas en pastizales naturales. Tesis: Universidad de la República, Facultad de Ciencias. Montevideo, Uruguay.

FORMOSO, D. 1997. Consideraciones sobre dos malezas importantes en los campos: Chilca (*Eupatorium buniifolium*) y Cardilla (*Eryngium horridum*). Serie Técnica Nº13, INIA. pp. 143-145.

FRISCHKNECHT, N.C. 1963. Contrasting effects of big sagebrush and rubber rabbitbrush on production of crested wheatgrass. Journal of Range Management 6: 70-74.

GAMON , J.A.; PEÑUELAS, J.; FIELD, C.B. 1992. A narrow-waveband spectral index that tracks diurnal changes in photosynthetic eficiency. Remote Sensing of Environment 41: 35-44.

GARNER, W.; STEINBERGER, Y.1989. A proposed mechanism for the formation of fertile islands in the desert ecosystem. Journal of Arid Environments 16: 257-262.

GIBSON, D. 2009. Grasses and grassland ecology. Oxford University Press.

HEITSCHMIDT, R.; SCHULTZ, R.; SCIFRES, C. 1986. Herbaceous biomass dynamics and net primary production following chemical control of honey mesquite. Journal of Range Management 39: 67-71.

HOLZAPFEL, C.; TIELBÖRGER, K.; PARAG, H.A.; KIGEL, J.; STERNBERG, M. 2006. Annual plant-shrub interactions along a aridity gradient. Basic and Applied Ecology 7: 268-279.

HOUSE, J.; ARCHER, S.; BRESHEARS, D.; SCHOLES, R.; NCEAS TREE-GRASS INTERACTIONS PARTICIPANTS. 2003. Conundrums in mixed woody-herbaceous plant systems. Journal of Biogeography 30: 1763-1777.

HUETE, A.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRÍGUEZ, E.P.; GAO, X.; FERREIRA, L.G. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. Remote Sensing of Environment 83: 195-213.

JAKSIC, R.M.; FUENTES, E.R. 1980. Why are native herbs in the Chilean matorral more abundant beneath bushes: Microclimate or grazing? Journal of Ecology 68: 665-669.

MERENTIEL, M. 2008. Estructura poblacional de *Eupatorium buniifolium* en pastizales naturales bajo distinto régimen de pastoreo e historia de uso. Tesis: Universidad de la República, Facultad de Ciencias. Montevideo, Uruguay.

MILLOT, J.C.; RISSO, D.; METHOL, R. 1987. Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Informe técnico para la Comisión Honoraria del Plan Agropecuario. Montevideo, Uruguay.

MONTEITH, J.L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of* Applied Ecology 9:747–66.

PEÑUELAS, J.; FILLELA, I.; GAMON, J. 1995. Assessment of photosynthetic radiation-use efficiency with spectral reflectance. New Phytologist 131: 291-296.

PIÑEIRO, G.; OESTERHELD, M.; PARUELO, J.M. 2006. Seasonal variation in aboveground production and radiation use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. Ecosystems 9: 357-373.

POTTER , C.S.; RANDERSON, J.T.; FIELD, C.B.; MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M. ; MONEY, H.A.; KLOOSTER, S.A. 1993. Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. Global Biogeochemical Cycles 7: 811–41.

PRINCE , S.D. 1991. Satellite remote sensing of primary production: comparison of results for Sahelian grasslands 1981-1988. International Journal of Remote Sensing 12: 1301-131.

PUGNAIRE , F.I.; LUQUE, M.T. 2001. Changes in plant interactions along a gradient of environmental stress. Oikos 93: 42-49.

RICHARDS, J.H.; CALDWELL, M.M. 1987. Hydraulic lift: substantial nocturnal water transport between soil layers by *Artemisia tridentata* roots. Oecologia 73: 486-489.

RIZZINI, C. 1965. Estudos experimentais sobre o xilópodio e outros órgãos tuberosos de plantas do cerrado. *Anais Academia Brasileira Ciência* 37: 87-113.

ROSENGURTT, B. 1943. La estructura y el pastoreo de las praderas en la región de Palleros. Flora de Palleros. En: *Estudios sobre praderas naturales del Uruguay*. 3ª Contribución. Ed. Barreiro y Ramos, Montevideo, Uruguay.

ROSENGURTT, B. 1946. Flora de Juan Jackson. En: *Estudios de praderas naturales*. 5° Contribución. Montevideo, Uruguay.

ROY, D.P.; BORAK, J.S.; DEVADIGA, S.; WOLFE, R.E.; ZHENG, M.; DESCLOITRES., J. 2002. The MODIS Land product quality assessment approach. Remote Sensing of Environment 83: 62-76.

SALA, O.E.; GOLLUSCIO, R.A.; LAUENROTH, W.K.; SORIANO, A. 1989. Resource partitioning between shrubs and grasses in the Patagonian steppe. Oecologia 81: 501-505.

SALA, O.E.; LAURENROTH, W. K.; MCNAUGHTON, S. J.; RUSCH, G.; ZHANG, X. 1996. Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. Páginas 129-149 en Mooney, H. A. *et al.,* editores. Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective. England.

SANKARAN, M.; HANAN, N.P.; SCHOLES, R.J.; RATNAM, J.; AUGUSTINE, D.J.; CADE, B.S.; GIGNOUX, J.; HIGGINS, S.I.; LE ROUX, X.; LUDWIG, F.; ARDO, J.; BANYIKWA, F.; BRONN, A.; BUCINI, G.; CAYLOR, K.K.; COUGHENOUR, M.B.; DIOUF, A.; EKAYA, W. ; FERAL., C.J.; FEBRUARY, E.C.; FROST, P.G.H.; HIERNAUX, P.; HRABAR, H.; METZGER, K.L.; PRINS, H.H.T.; RINGROSE, S.; SEA, W.; TEWS, J.; WORDEN, J.; ZAMBATIS, N. 2005. Determinants of woody cover in African savannas. Nature 438: 846-849.

SCHIFFERS, K.; TIELBÖRGER, K. 2006. Ontogenetic shifts in interactions among annual plants. Journal of Ecology 94: 336-341.

SCHOLES, R.; ARCHER, S. 1997. Tree-grass interactions in savannas. Annual Review of Ecology and Systematics 28: 517-544.

SCIFRES ,C.J.; MUTZ, J.L.; WHITSON, R.E.; DRAWE, D.L. 1982. Interrelationships of huisache canopy cover with range forage on the coastal prairie. Journal of Range Management 35: 558-562.

SELLERS, P.J.; BERRY, J.A.; COLLATZ, G.J.; FIELD, C.B.; HALL, F.G. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration Scheme. Remote Sensing of Environment 42: 187-216.

SIMMONS, M.; ARCHER, S.; TEAGUE, W.; ANSLEY, R. 2008. Tree (*Prosopis glandulosa*) effects on grass growth: an experimental assessment of above- an belowground interactions in a temperate savanna. Journal of Arid Environments 72: 314-325.

TOURNEBIZE, R. ; SINOQUET, H. 1995. Light interception and partitioning in a shrub/ grass mixture. Agricultural and Forest Meteorology 72: 277-294.

WELSH, R.G.; BECK, R.F. 1976. Some ecological relationships between creosote bush and bush muhly. Journal of Range Management 29: 472-475.

WELTZIN, J.; COUGHENOUR, M. 1990. *Acacia tortilis* tree canopy influence on understory vegetation and soil nutrients in an arid Kenyan savanna. Journal of Vegetation Science 1: 325-334.

WHITTAKER, R.H. 1975. *Communities and ecosystem*. 2da ed, Macmillan. New York.

Ayala, W.[1]

[1]Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) wayala@tyt.inia.org.uy

CAPÍTULO XIV. Los desafíos tecnológicos de la ganadería en los pastizales del Río de la Plata

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

Los pastizales naturales de la región se encuentran amenazados por la creciente expansión de otros procesos productivos que compiten por el recurso suelo. En este sentido, es un desafío para la ganadería de la región alcanzar un retorno económico que la haga competitiva. El deterioro del recurso forrajero y del ambiente en el cual se desarrolla constituyen las principales amenazas a las que se enfrenta esta actividad productiva. Indudablemente es necesario el desarrollo de nuevas alternativas tecnológicas que contemplen no sólo aspectos productivos sino también del mercado, ambientales y sociales. La agenda 2010-2020 de investigación en pastizales debe plantearse resolver los problemas derivados de los nuevos escenarios originados por el cambio climático y la creciente demanda global de alimentos. Anticiparse a los cambios a través de propuestas innovadoras constituye el desafío principal para capitalizar el valor estratégico que presenta este ecosistema en el contexto regional y mundial.

INTRODUCCIÓN

Los pastizales del Río de la Plata integran una amplia región que comprende una de las áreas más importantes para el desarrollo de la ganadería y de la agricultura a nivel mundial, no sólo por el nivel productivo actual sino por el potencial disponible para incrementar la producción agrícola y animal bajo un marco sustentable de producción. En ese escenario, y frente a la demanda por alimentos, la actividad ganadera tradicional compite por recursos de diferente índole con procesos productivos emergentes a gran escala como la agricultura y la forestación. Por tanto, los pastizales naturales de la región se ven amenazados en cuanto al área disponible e intensidad de uso debido al corrimiento y concentración que sufre la ganadería hacia las áreas marginales. Este artículo pretende describir los fenómenos que están ocurriendo, planteando las amenazas y oportunidades a las que se enfrentan los pastizales.

LOS CAMBIOS EN EL AMBIENTE A ESCALA GLOBAL

Están ocurriendo una serie de cambios a nivel global que inciden en la sustentabilidad y el manejo más apropiado de los ecosistemas pastoriles, los cuales se han intensificado en las últimas décadas. Es así que Thurow (2008) cita al aumento de la población mundial, la producción de alimentos, el consumo de agua, la degradación del suelo, la pérdida de área de pastizales, el aumento en la concentración de dióxido de carbono o la quema de combustibles

fósiles, como algunos de los procesos centrales.

Otros elementos a ser tenidos en cuenta en el análisis son las percepciones sobre los usos que las áreas de pastizales tienen y tendrán en el futuro. Es así que Rath y Peel (2005), mencionan el concepto de multifuncionalidad del recurso atendiendo simultáneamente a las oportunidades comerciales de producción y a los intereses públicos que se pueden generar a partir de áreas de pradera o pastizal. Esta idea ha cobrado fuerza en la comunidad científica en los últimos años, dando lugar a la premisa «Pasturas multifuncionales en un mundo cambiante», centro de atención del XXI Grasslands Congress y VIII Rangeland Congress llevados a cabo en China en el año 2008.

El cambio climático augura modificaciones al escenario productivo actual (Bidegain 2008, Travasso, 2008). Los cambios en los niveles de precipitación, temperatura, concentración de $CO_{2,}$ afectarán la actual distribución y productividad de las especies. También es importante pensar en las interacciones que ocurrirán en el ciclo de los nutrientes o la incidencia de malezas, plagas o enfermedades.

LOS CAMBIOS EN LOS ESCENARIOS PRODUCTIVOS A ESCALA REGIONAL

a) Sector agrícola

La agricultura en la región ha experimentado un cambio trascendente en los últimos 10-15 años con un incremento sustancial en las áreas de siembra por la incorporación de nuevas regiones a las ya tradicionalmente agrícolas. Este proceso ha provocado una pérdida importante de áreas de pastizales naturales (Carvalho *et al.,* 2008). La actual agriculturización se realiza en base a un modelo con alta incorporación de tecnología, que incluye, entre otras estrategias, la siembra directa, nuevas variedades, uso de transgénicos y la agricultura de precisión en el manejo de insumos (Pereda, 2005). Esto ha redundado en una mejora en los niveles de producción históricos en forma sostenida a escala comercial. Asimismo, se ha asistido a un cambio en la forma de organización, donde mayoritariamente se desarrolla por parte de grandes consorcios o «pools de siembra», lo cual si bien homogeniza los procesos de producción agrícola ha fragmentado las áreas de pastizales naturales.

Este fenómeno de expansión agrícola, basado en un modelo a gran escala de agricultura continua sin interferencia del animal, se enfrenta a la interrogante acerca de ¿cuál es su viabilidad futura? Este proceso es particularmente preocupante debido a la incorporación de áreas marginales a la agricultura. Es así que se discute actualmente la aptitud de algunos cultivos en cuanto al balance de carbono en el suelo, así como la necesidad de implementar «cultivos de cobertura o cultivos puente» como medidas conservacionistas en un sentido amplio (protección, mejora de propiedades del suelo, adecuado barbecho, incorporación de nitrógeno), medidas incentivadas por las políticas agropecuarias.

b) Sector forestal

Al igual que lo ocurrido con la agricultura, la forestación ha tenido un crecimiento sostenido en la región (Díaz *et al.,* 2006). Este proceso ha estado basado en la aptitud de los suelos y las condiciones climáticas para la producción forestal, la abundancia de tierras con escasos fines alternativos, el desarrollo de políticas de fomento y estímulo a nivel de los países de la región, así como la oportunidad de contar con sumideros de carbono y avalar los protocolos ambientales (WRM 1999).

Este proceso a gran escala provoca impactos de importancia tales como la fragmentación del paisaje y hábitats, cambios en la dinámica del agua subsuperficial y nutrientes, entre otros (Jobbágy *et al.,* 2006). Todos estos aspectos son de gran sensibilidad a nivel social.

Actualmente, se ha comenzado a incursionar en el desarrollo de sistemas agroforestales buscando realizar una producción más eficiente de biomasa (Budowski, 1981 citado por Gallo, 2008),

diversificar alternativas productivas, establecer procesos asociativos que permitan combinar diversas producciones (especialmente ganadería y forestación), siendo esto relevante en emprendimientos de escala individual. Estas combinaciones van, desde las plantaciones realizadas en un marco adaptado a tales fines donde es posible la intersiembra de especies forrajeras, cultivos o el pastoreo de las entrefilas, hasta aquellas plantaciones donde únicamente se utilizan las áreas de desperdicio y cortafuegos, las cuales representan en Uruguay aproximadamente 30% del área forestada (Gallo, 2008).

c) Sector ganadero

En este sector las proyecciones indican un crecimiento en la demanda por alimentos. A nivel mundial, se espera para el año 2020 un aumento en el consumo de 72 millones de toneladas métricas (ttm) de carne y de 152 millones de ttm de leche en los países en desarrollo, mientras que en los países desarrollados se espera un incremento de 9 y 18 millones de ttm de carne y leche respectivamente (Delgado, 2005). Para lograr atender este nivel de demanda es necesaria una mejora en la eficiencia de los procesos a nivel biológico y económico, demanda que será cubierta principalmente por la producción con rumiantes en lugar de monogástricos. Este aspecto es un nuevo elemento que suma a la presión sobre el recurso forrajero.

Paralelamente, frente a este escenario positivo en cuanto a las señales para el negocio ganadero, aumenta la cantidad de tierras cultivadas, así como el desarrollo de programas de protección de áreas que permitan conservar la biodiversidad y favorezcan actividades alternativas como el turismo (Seré *et al.,* 2008).

Por otra parte y simultáneamente con las señales del mercado, la pérdida anual de ecosistemas de pastizales naturales es de manifiesta magnitud (410.000 ha/año en el sur de Brasil (Nabinger y Sant' Anna, 2007)) y como consecuencia la sobreexplotación de los recursos disponibles. Nabinger (2009) sugiere la necesidad de ajustar la carga al crecimiento del forraje, a los efectos de explotar el potencial productivo de los campos de la región. Este sería un primer paso en el proceso de incorporación de tecnologías en el sector ganadero, con la posibilidad de triplicar los niveles productivos actuales (60-70 kg/ha PV).

¿CUÁLES SON LAS AMENAZAS SOBRE LOS ECOSISTEMAS PASTORILES DE LA REGIÓN?

La reducción de las áreas de pastizales naturales conlleva a una concentración de la ganadería en áreas de menor potencial, bajo un planteo de intensificación sustentado por las perspectivas de mercado y precios. Por tanto, se avizora un uso más intensivo que conduce al sobrepastoreo y a la degradación. Los avances de la forestación y agricultura generan la pérdida de pasturas naturales, perdiendo recursos genéticos, reduciendo la biodiversidad y modificando el hábitat y el paisaje.

Frente a este escenario, las principales interrogantes a resolver son:

¿Es posible mantener los niveles actuales de productividad forrajera?

¿Cuál será la dependencia del pasto de los actuales y futuros sistemas de producción en la región?

¿Qué roles están llamados a cumplir los pastizales naturales de la región?

¿CUÁLES SON LOS DESAFÍOS QUE ENFRENTA LA PRODUCCIÓN GANADERA A NIVEL REGIONAL?

En la última década, los progresos tecnológicos incorporados en la agricultura han sido netamente superiores a los ocurridos en la ganadería, asociado al desarrollo e incorporación de numerosas tecnologías de procesos (Pereda, 2005) y a la escala de producción que la misma maneja. Esto contrasta en gran medida con lo que ocurre en la ganadería, donde la adaptación de las tecnologías en buena forma es caso a caso y la escala de trabajo apropiada es diferente, lo que resulta en un proceso mucho más lento.

La producción ganadera podría incrementar los niveles de producción y la eficiencia por unidad de área, ya sea incorporando nuevas áreas pasibles de ser mejoradas en su oferta forrajera o, en forma complementaria, elevando el uso de suplementos desarrollados por el crecimiento de la producción de granos.

En las áreas intervenidas por la agricultura, la implementación de forma generalizada de sistemas de rotación cultivo-pastura («ley farming») es un camino tecnológico demostrado por los trabajos de experimentación (Díaz 2006, Montossi *et al.,* 2008). Los sistemas de rotación posibilitarían: a) diversificar ingresos integrando en tiempo y espacio la producción de carne y cultivos, b) diversificar actividades que permitan un uso de los recursos humanos y de la maquinaria a lo largo de todo el año, c) usar sinergias entre actividades, donde lo producido en unas pueda ser usado como insumo de otras (ej.: uso de granos en alimentación animal), o la posibilidad de aprovechar coyunturas favorables de precios (ej.: precio bajo de granos que puede ser utilizado en producción de carne), d) recuperar áreas degradadas en términos de la materia orgánica del suelo, de las propiedades físicas y de la dinámica de nutrientes, e) adecuar tamaño de predios para desarrollar sistemas mixtos y f) desarrollar localmente tecnologías competitivas que integren mayor nivel de conocimiento y personal capacitado y radicado en el medio.

En el mismo sentido y visualizando las sinergias que pueden ocurrir, el desarrollo de sistemas silvopastoriles es una alternativa que posibilita no sólo incorporar áreas de pastoreo, sino además, explotar el confort y el bienestar animal.

Es indudable la necesidad de sistematizar los procesos productivos a los efectos de asegurar en el mediano y largo plazo calidad, uniformidad de los productos y continuidad de provisión de los mismos (Pereda, 2005, Montossi *et al.,* 2008). Asimismo, la diferenciación y el agregado de valor permitirán alcanzar ventajas competitivas de la carne producida en los mercados mundiales (Montossi *et al.,* 2008). En el mismo sentido, cobran prioridad aspectos relacionados al bienestar animal, seguridad alimentaria, valor nutricional, salud humana, entre otros.

La incorporación de avances tecnológicos por parte de los países de la región para el desarrollo de pastoreo de precisión en áreas de pastizales naturales tendrá implicancias económicas, sociales y ambientales. El pastoreo de precisión, basado en el uso de las tecnologías del geo-posicionamiento satelital y de los sistemas de información geográfica, permitirá interpretar los procesos de selección de dieta, modificar la distribución del pastoreo mediante modificaciones del hábitat o evaluar el uso de estímulos sensoriales para modificar patrones de distribución espacial (Cibils y Brizuela, 2009). A nivel comercial, será posible incorporar tales aplicaciones en la búsqueda de un manejo más racional de los recursos disponibles.

OPORTUNIDADES A FUTURO

La ganadería actual debe lograr que el negocio resulte atractivo frente a lo que son las rentabilidades de otros rubros que hoy compiten por el recurso suelo. Por lo tanto, parece razonable suponer que se debe transitar por un proceso de mejora de gestión de los sistemas que permita un salto cuantitativo y cualitativo (a: componente productivo). Para ello, se deben incorporar nuevas estrategias de manejo que además de incrementar el producto lo valoricen por su calidad intrínseca y por la forma en que es producido (b: componente ambiental) diversificando e incorporando nuevas alternativas a las disponibles (c: componente social).

Los tomadores de decisiones sobre el manejo de sistemas de pastizales deberán integrar en su estrategia táctica y operativa, aspectos del clima, del conocimiento detallado de los recursos disponibles y de su evolución, en conjunción con el manejo animal, los aspectos económicos y del mercado. A la complejidad inherente de estos sistemas pastoriles, debe incorporarse la fragilidad del ambiente, la intensificación de su uso y una mayor presión por la preservación de los recursos naturales.

En la perspectiva de la próxima década, es importante adelantarse e incidir en el diseño de los nuevos escenarios, para ello se plantean algunas líneas de investigación a desarrollar o continuar ampliando en el futuro (Cuadro 1). Estas líneas de investigación contribuirán a la definición de nuevos documentos estratégicos que junto a los ya disponibles, aportarán para la definición de políticas de estado (Agenda 2010-2020).

Como perspectiva, la ganadería de la región debería orientar su estrategia a incrementar los niveles de precisión en la toma de decisiones. Esto posibilitará la estabilidad de los rendimientos, atacando el problema desde diversos ángulos: adecuada cuantificación de eventos extremos y mitigación de los mismos, especies adaptadas, tecnologías de insumos afinadas, adecuado manejo del agua e integración de prácticas, entre otros.

La complejidad de los sistemas deberá atender simultáneamente procesos de producción multifuncionales y especializados.

La valoración de los recursos productivos naturales debería basarse no sólo en los aspectos productivos sino también en aquellos relacionados con la conservación del ambiente y de la biodiversidad. El comportamiento de plagas, malezas y enfermedades sufrirá alteraciones debido al cambio climático, lo cual determinará la necesidad de buscar nuevas estrategias de control. En suma, la posibilidad de anticiparse a estos procesos permitirá tener una actitud proactiva y no reactiva frente a los problemas.

Cuadro 1. Oportunidades de desarrollo de investigación en áreas que deben incorporar conocimiento para el diseño de nuevos sistemas productivos sobre pastizales.

Áreas de investigación	**Oportunidades**
Sistemas para el soporte de decisiones	▪ Mapas de vegetación y zonificación de regiones ▪ Sistemas de monitoreo de recursos forrajeros ▪ Sistemas de alerta y mitigación del riesgo
Ecología de pastizales	▪ Indicadores de degradación ▪ Restauración de ambientes degradados
Recursos genéticos	▪ Evaluación, ecofisiología y conservación de recursos forrajeros nativos
Conservación	▪ Identificación de ambientes en riesgo
Malezas	▪ Control y manejo de especies invasoras/exóticas
Ganadería de precisión	▪ Trazabilidad ▪ Manejo de los recursos suelo y forraje ▪ Manejo del recurso animal ▪ Comportamiento animal
Valorización de los recursos	▪ Servicios ecosistémicos ▪ Mitigación del cambio climático

BIBLIOGRAFÍA

BIDEGAIN, M. 2008. Proceso de cambio climático y el desafío en la producción de pasturas. Páginas 43-45 en Bioma Campos: Innovando para mantener su sustentabilidad y competitividad. XXII Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras del Cono Sur. ISBN978-9974-38260-2.

CARVALHO, PAULO C.; PARUELO, J.; AYALA, W. 2008. La intensificación productiva en los pastizales del Río de la Plata: tendencias y consecuencias ecosistémicas. Páginas 29-40 en XXII Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras del Cono Sur: Grupo Campos.

CIBILS, A.; BRIZUELA, M. 2009. Tecnologías disponibles para el desarrollo de pastoreo de precisión en sistemas extensivos de pastizal natural. Páginas 81-89 en V Congreso Nacional, II Congreso del Mercosur y I Jornada técnica de productores sobre Manejo de Pastizales. Actas – Conferencias plenarias y resúmenes.

DELGADO, C. L. 2005. Rising demand for meat and milk in developing countries: implications for grasslands-based livestock production. Páginas 29-39 en D.A. McGilloway, editores. Grassland: a global resource. Wageningen Academic Publishers. ISBN 907699891X.

DÍAZ, R.; JAURENA, M.; AYALA, W. 2006. Impacto de la intensificación productiva sobre el campo natural en Uruguay. XXI Reuniao do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul- Grupo Campos. Desafíos e Oportunidades do Bioma Campos frente a expansao e intensificacao agrícola 1: 49-67.

GALLO, L. 2008. Sistemas silvopastoriles en Uruguay. Páginas 117-121 en XXII Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras del Cono Sur: Grupo Campos.

JOBBÁGY, E. G.; NOSETTO, M.; PARUELO, J.M.; PIÑEIRO, G. 2006. Las forestaciones rioplatenses y el agua. Ciencia Hoy 16: 12-21.

MONTOSSI, F.; AYALA, W.; DÍAZ, R. 2008. The challenges of cropping and forestry intensification on grasslands livestock production systems: the Uruguayan case. Páginas 5-13 en Multifunctional Grasslands in a changing world. Volume II. Organizing Committee of 2008 IGC/IRC Conference.

NABINGER, C.; SANT' ANNA, D. M. 2007. Campo nativo: sustentabilidad frente a las alternativas del Mercado. Páginas 83-120 en II Simposio de Forrageiras e Produção Animal. Proceedings.

NABINGER, C. 2009. Valorización de los pastizales naturales en el sur de Brasil. Páginas 70-74 en V Congreso Nacional, II Congreso del Mercosur y I Jornada técnica de productores sobre Manejo de Pastizales. Actas – Conferencias plenarias y resúmenes.

PEREDA, E. 2005. Los nuevos desafíos de la ganadería en el contexto actual. Página 18. La Nación, 14.05.05, Sección 5ª. El Campo.

RATH, M.; PEEL, S. 2005. Grassland in Ireland and the UK. Páginas 13-29 en D. A. McGilloway, editores. Grassland: a global resource. Wageningen Academic Publishers. ISBN 907699891X.

SERÉ, C.; AYANTUNDE, A.; DUNCAN, A.; FREEMAN, A.; HERRERO, M.; TARAWALI, S.; WRIGHT, I. 2008. Livestock production and poverty alleviation – challenges and opportunities in arid and semiarid tropical rangeland based systems. Páginas 19-26 en Organizing Committee of 2008 IGC/IRC Conference, editores. Multifunctional Grasslands in a changing world.

THUROW, T. L. 2008. Sustainability and optimization of rangeland uses: issues of perspective and scale. Páginas 11-18 en Organizing Committee of 2008 IGC/IRC Conference. Multifunctional Grasslands in a changing world. .

TRAVASSO, M. I. 2008. Cambio climático y producción forrajera en el noreste argentino. Páginas 47-57 en Bioma Campos: Innovando para mantener su sustentabilidad y competitividad. XXII Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras del Cono Sur. ISBN 978-9974-38260-2.

WRM, **Movimiento mundial por los bosques tropicales.** 1999. El Banco Mundial promueve expansión de monocultivos forestales en Argentina. http://www.wrm.org.uy/boletin/23/Argentina.html . Consulta 13/10/2009.

Pereira Machín, M.[1]; Morales Grosskopf, H.[2]; Bartaburu Mazzarino, D.[3]

[1]Técnico Regional Litoral Norte. Instituto Plan Agropecuario.
[2]Director de Capacitación y extensión. Instituto Plan Agropecuario.
[3]Director Regional Litoral Norte. Instituto Plan Agropecuario.

CAPÍTULO XV. Los desafíos de la adopción de tecnología en sistemas de producción ganadera extensiva

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

Es ampliamente aceptado que las acciones y propuestas de las instituciones han estado sustentadas en el *paradigma de la transferencia de tecnología* o *modelo lineal de extensión*, el cual muestra severas limitaciones. Se desconoce que la casi totalidad de los productores agropecuarios, más que empresarios que analizan decisiones económicas puras, son agentes insertos en un sistema más amplio donde la reproducción del capital es una función subsidiaria de otras derivadas de la gente que depende de ellas. Constituyen verdaderos desafíos de la adopción de tecnología el hecho de poder comprender el funcionamiento de las empresas ganaderas, rescatar y explicitar el conocimiento local, integrar el conocimiento con otras fuentes disponibles y poder instrumentar manejos adaptativos como forma de lograr un aprendizaje colectivo. En forma complementaria la difusión y transferencia clásica de la información, cotidiana y «cara a cara» con el productor tiene que ser complementada con otros mecanismos donde la utilización de tecnologías de la información (TICs), tendría que jugar un rol de importancia así como el fortalecimiento de los sistemas de apoyo a la toma de decisiones (SATD), con los nuevos hallazgos de los proyectos en curso.

OBJETIVOS DEL CAPÍTULO

INTRODUCCIÓN

Actualmente es ampliamente aceptado que las acciones y propuestas de las instituciones han estado sustentadas en el *paradigma de la transferencia de tecnología* o *modelo lineal de extensión*, el cual muestra severas limitaciones. De acuerdo con este modelo, existe alguien que tiene el conocimiento y domina las técnicas aplicables en los establecimientos (investigador-técnico) y alguien que tiene problemas, hace las cosas mal y carece de conocimientos (productor), al que hay que «transferirle» la información. En el medio está el transferencista, cuyo papel está limitado a conectar ambos extremos. Si bien este modelo ha sido superado por modelos posteriores (Lynam y Stafford-Smith 2003), las instituciones y el ambiente político-tecnológico lo siguen reproduciendo. Se piensa en los productores como aquellos a quienes hay que convencer de que la aplicación de paquetes tecnológicos redundan en mejoras en la eficiencia (generalmente física: más kilos/ha), que indudablemente luego significarán mejoras en su resultado económico (más dinero producido) (Morales 2009).

La mayoría de los análisis se centran en los indicadores de eficiencia como forma de medir las mejoras ocurridas en los sistemas. Se desconoce o se ignora que la carrera productiva está acotada a zonas de mejor potencial productivo y que mayores niveles de producción no garantizan mejoras en el resultado económico de las empresas. Además, estos

deben lidiar con un ambiente único (climático, biológico), totalmente distinto a cualquier otro ambiente de producción económica. Pero sobre todo se desconoce que la casi totalidad de los productores agropecuarios, más que empresarios que analizan decisiones económicas puras, son agentes insertos en un sistema más amplio donde la reproducción del capital es una función subsidiaria de otras derivadas de la gente que depende de ellas. Que las familias se vinculen con la tierra y que el predio sea su lugar de residencia, afecta las orientaciones, las decisiones y el manejo productivo y financiero, dándole un carácter distintivo y único que es imprescindible conocer y considerar (Morales 2009).

Este fenómeno, denominado sintéticamente *unidad familia-explotación*, exige que se involucre en el análisis y en cualquier acción que pretenda promover *cambios en el sector que armonicen el crecimiento sostenible de las empresas con el de la economía en su conjunto*, la consideración de las personas como actores imprescindibles e ineludibles. Éstos últimos determinan diferencias en las trayectorias técnicas y empresariales más relevantes que las generadas por el ambiente físico y económico en el cual están insertas (Morales 2009).

Para el Plan Agropecuario, que desde su *mandato legal*, su *misión* y *visión* institucionales expresan la aspiración de la sociedad de favorecer el desarrollo personal, familiar y humano del productor y a promover el desarrollo del sector, esta orientación resulta ineludible.

En este capítulo se pretende evidenciar las falencias de los modelos clásicos de extensión haciendo énfasis en un nuevo concepto, el de unidad familia/explotación. A su vez se quiere destacar aquellos desafíos de la adopción de tecnología necesarios a resolver si se pretenden instrumentar estrategias de intervención más efectivas.

ALGUNOS DESAFÍOS

Las estrategias de intervención que puedan permitir una mayor adopción de tecnología por parte de los ganaderos extensivos ineludiblemente tendrán que contemplar los siguientes aspectos:

Comprensión del funcionamiento de las empresas ganaderas

Poder lograr un acercamiento a la comprensión de la unidad básica de producción: el sistema familia/producción para evidenciar los objetivos de funcionamiento de la explotación, contextualizados en las expectativas de la familia ganadera. Sabido es que los mismos muchas veces trascienden los clásicos supuestos de maximización de ingresos o aumentos de productividad, constituyendo un paso de gran importancia que muchas veces no ha sido tenido en cuenta a la hora de ejecutar estrategias de intervención. Para ello es necesario evidenciar en forma clara cuáles son las finalidades de la explotación, es decir *para qué* se hace lo que se hace, o los intereses que tienen las personas que viven en y de la explotación. Se podrían identificar así diferentes tipos de finalidades, tales como: viabilidad económica (búsqueda de ingresos), la vivibilidad (condición de ser vivible), seguridad, la independencia de otras personas, la imagen de la explotación, la voluntad de tomar en cuenta el desarrollo del medio (rol social) y la seguridad en la sucesión entre otras. Por otra parte, se hace necesario conocer también el «*qué se hace*» para poder cumplir con los objetivos. Esto se describe como las **reglas estratégicas** y constituyen las líneas de conducción que permiten actuar en el presente, en coherencia con la percepción de futuros posibles. Es imprescindible a su vez tener en cuenta además de las actividades productivas, aquellas otras actividades (actividades dispersas o actividades fuera del predio) que realizan las «familias ganaderas». Desde el punto de vista de la adopción de tecnología, ésta siempre será posible en la medida que se inserte adecuadamente y colabore en el cumplimiento de los objetivos de vida de las personas que dependen del funcionamiento de la explotación (Dieguez 2009).

Los ganaderos y sus explotaciones están continuamente sometidos a factores externos a ellos, que desafían a sus conductores a ajustar sus estrategias de forma de cumplir con sus finalidades. Dentro de esas estrategias, es esencial entender cómo el ganadero organiza el

trabajo (balance de trabajo), para focalizarse en la cuestión del quién y el cuándo realizaría las posibles nuevas tareas, a la hora de proponer un cambio tecnológico (Dieguez 2009). Por otra parte, no se puede desconocer que los ganaderos no toman decisiones de adopción tecnológica basados en criterios de optimización, sino más bien en el uso de reglas, rutinas o convenciones aceptadas por ellos y sus familias (Molina 2009). También se debe considerar que el proceso sucesorio entre los titulares de las empresas y el resto de los miembros de la familia, constituye una de las principales «pruebas de fuego» cuando de sustentabilidad social se habla (Perrachón 2009). Asimismo, tener en cuenta que las explotaciones ganaderas medianas y sobretodo familiares, cambian mucho más de lo que se tiende a pensar, a veces, por factores externos, como puede ser la presión por el recurso tierra y en empresas grandes por la mano de obra, pero sobre todo debido a cambios sociales o familiares que ocurren (de Souza 2009). Finalmente se debe considerar que tanto la ganadería a tiempo parcial como la pluriactividad han formado parte de las estrategias de supervivencia adoptadas por las familias para garantizar su reproducción social (Malaquín 2009).

Rescate del conocimiento local

El Instituto Plan Agropecuario (IPA) reconoce además de las fuentes tradicionales de conocimiento, a la gente que diariamente trabaja vinculada a la producción animal como fuente de conocimiento. Rescatar dicho conocimiento permite entender el por qué de muchas decisiones asumidas (Pereira *et al.,* 2009). Para el caso de la ganadería extensiva podemos identificar una fuente de conocimiento con respecto al manejo empresarial que se traduce en la práctica en estrategias empresariales asumidas por los ganaderos en el largo plazo.

Existen diferentes tipologías de productores que para el basalto (área agroecológica de mayor superficie en el Uruguay) se pueden resumir de la siguiente manera (Morales, 2009):

a) Grupo enfocado en costos totales. En este caso, la percepción que determina las acciones es que el éxito depende de mantener los costos totales bajos. Se asocia a una actitud frente a innovaciones tecnológicas u organizacionales, e indica cuál será la actividad prioritaria del titular de la explotación.

b) Grupo centrado en los márgenes de la explotación. Se acepta que algunos aumentos en los costos totales pueden ser compatibles con mejoras en los resultados económicos. Está asociado a una actitud de búsqueda de propuestas tecnológicas que puedan mejorar dicho resultado.

c) Grupo que asocia su éxito a aprovechar las oportunidades comerciales. Existe un grupo de ganaderos que asocia el buen resultado de sus explotaciones con la posibilidad de aprovechar las oportunidades comerciales y, por lo tanto, desarrollan estructuras productivas y financieras con las que puedan obtener beneficios de coyunturas de relaciones de precios, etcétera.

El estudio de las estrategias y la aplicación de tipologías de productores permite situarse en un punto intermedio entre dos grandes verdades que parecen contradictorias: los ganaderos son todos iguales y, al mismo tiempo, son todos distintos. La definición de tipologías permite distinguir entre la gama de situaciones y estrategias prediales que se pueden encontrar en la realidad ganadera, lo que podría hacer más eficiente el trabajo de instituciones relacionadas al sector (Morales 2009). Por otro lado, existe también un conocimiento con respecto al manejo de los recursos, todavía no del todo dilucidado que mediante el manejo de la carga total y ajustes por especie animal de carácter estacional, con pastoreo continuo y manejos muy sencillos logran conciliar en algunos casos, una muy buena performance productiva y económica con una excelente conservación del recurso campo natural.

Integración del conocimiento

Existen múltiples fuentes de conocimiento que influyen en la toma de decisiones en el manejo de los recursos. Ellos son el conocimiento local, del cual nos ocupamos en el punto anterior, el conocimiento profesional y el conoci-

miento científico. Comúnmente funcionan en paralelo y existen pocos mecanismos que permitan un intercambio entre ellos (Briske *et al.,* 2008). Denodados esfuerzos tendrán que ser realizados buscando dicho proceso mediante el cual se rescate y explicite el conocimiento local complementándolo con el científico y profesional, lo cual constituye un buen ejemplo de *construcción de conocimiento.* Proyectos como el que nos convoca (FPTA 175) en este momento constituyen buenos ejemplos de ello. La existencia de instituciones o agentes «fronterizos», es decir que asuman compromisos tanto del lado de la investigación como de la acción son necesarios para poder desarrollar un sistema de conocimiento que tendrá que tener una perspectiva de largo plazo para poder percibir la aplicación de las ideas a la práctica (Cash *et al.,* 2003).

Manejo adaptativo y aprendizaje colectivo

El manejo adaptativo consiste en la integración del diseño, implementación, monitoreo y adaptación de una estrategia para lograr un aprendizaje. A su vez, éste involucra observaciones sistematizadas y experimentos estructurados, que son integrados y evaluados para crear un sistema de conocimiento (Lee 1999). Cuando dicho proceso se hace con la participación, involucramiento, reflexión e interacción de los usuarios del recurso (en este caso, el campo natural), en un contexto biofísico y sociocultural particular, se logra un proceso de aprendizaje social colectivo. Este tipo de acciones pueden lograr un mayor entendimiento entre los participantes, así como la construcción de la confianza interna y credibilidad externa del equipo, el fortalecimiento de la comunidad y la colaboración en el aprendizaje social (Fernández Giménez *et al.,* 2008).

La aplicación de modelos simples y generales para la solución de problemas complejos (por ejemplo: ajuste de carga) ha fracasado en repetidas oportunidades. Si bien es cierto que el aprendizaje no conduce necesariamente al manejo exitoso de los sistemas socioecológicos, se destaca la importancia de integrar variadas disciplinas, de forma de construir buenos diagnósticos y lograr capacidades de análisis que permitan el monitoreo y aprendizaje, en lo que se puede llamar *ciencia aplicada* (Ostrom *et al.,* 2007).

En el caso de Uruguay especialmente, en un ambiente altamente variable desde el punto de vista climático (e.g.; sequías) y como ejemplo de manejo adaptativo, se hace necesario desarrollar el valor prospectivo del *seguimiento forrajero* como sistema de alarma frente a fenómenos adversos que permitan ajustes de carga y estrategias de manejo que contemplen el bienestar animal. Además, el manejo adaptativo podría mitigar los impactos negativos en la trayectoria de las empresas familiares, muchas veces consecuencia de una «lógica perversa» que pone en peligro a los sistemas más vulnerables (Bartaburu *et al.,* 2009).

CONSIDERACIONES FINALES

La comprensión del funcionamiento de las empresas ganaderas, el rescate del conocimiento local, la integración del conocimiento y el manejo adaptativo para el aprendizaje colectivo constituyen verdaderos desafíos para la adopción de tecnología. Sin duda, la difusión y transferencia clásica de la información cotidiana y «cara a cara» con el productor tiene que ser complementada con otros mecanismos donde la utilización de tecnologías de la información (TICs) tendría que jugar un rol de importancia así como el fortalecimiento de los sistemas de apoyo a la toma de decisiones (SATD) incorporando los nuevos hallazgos de los proyectos de investigación.

BIBLIOGRAFÍA

BRISKE, D.; BESTELMEYER, B.; FERNÁNDEZ GIMENEZ , M.; STAFFORD SMITH, M. 2008. Information technologies for rangeland monitoring: what do they need to address?. Multi functional grasslands in a changing world. 1: 633-637.

BARTABURU, D.; DUARTE, E.; MONTES, E.; MORALES, H.; PEREIRA, M. 2009. Las sequías: un evento que afecta la trayectoria de las empresas y su gente. Páginas 155-168 en Familias y campo, rescatando estrategias de adaptación. Instituto Plan Agropecuario.

CASH, D.; CLARK, W.; ALCOCK, F.; DICKSON, N.; ECKLEY, N.; GUSTON, N.;JÄGER, J.; MITCHELL, R. 2003. Knowledge systems for sustainable development. Proceedings of the National Academy of Sciences, 100:8086-8091. Consultado 1 de noviembre de 2009 en http://www.pnas.org/cgi/content/abstract/1231332100v1

DE SOUZA, P. 2009. Factores que cambian las trayectorias de los predios ganaderos. Páginas 107-114 en Familias y campo, rescatando estrategias de adaptación. Instituto Plan Agropecuario.

DIEGUEZ, F. 2009. Finalidades y reglas estratégicas en explotaciones ganaderas. Páginas 65-73 en Familias y campo, rescatando estrategias de adaptación. Instituto Plan Agropecuario.

DIEGUEZ, F. 2009. El trabajo en las explotaciones ganaderas. Páginas 40-61 en Familias y campo, rescatando estrategias de adaptación. Instituto Plan Agropecuario.

FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ, M. E.; BALLARD, H. L. ; STURTEVANT, V. E. 2008. Adaptive management and social learning in collaborative and community-based monitoring: a study of five community-based forestry organizations in the western USA. Ecology and Society 13: 4. Revisado 1 de noviembre de 2009 en http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art4/

LEE, K. 1999. Appraising adaptive management. Conservation Ecology 3:3. Consultado el 20 de octubre de 2009 en http://www.consecol.org/vol3/iss2/art3/

LYNAM, T.; STRAFFORD-SMITH, Y. 2003. Monitoring in a complex world: seeking slow variables, a scaled focus and speedier learning. Páginas 617-629, en N. Allsopp, A.R. Palmer, S.J. Milton, K.P. Kirkman, G.I.H. Kerley, C.R. Hurt, C.J. Brown, editores. Proceedings of the VIIth International Rangelands Congress, Durban, South Africa.

MALAQUÍN, I. 2009. Ganadería a tiempo parcial y pluriactividad de la unidad familiar. Páginas 41-47 en Familias y campo, rescatando estrategias de adaptación. Instituto Plan Agropecuario.

MOLINA, C. 2009. Factores que intervienen en las decisiones de adopción de tecnología en ganaderos criadores familiares. Páginas 127-139 en Familias y campo, rescatando estrategias de adaptación. Instituto Plan Agropecuario.

MORALES, H. 2009 a. Proyecto integrando conocimientos. Páginas 19-28 en Familias y campo, rescatando estrategias de adaptación. Instituto Plan Agropecuario.

MORALES, H. 2009 b. Estrategias prediales de largo plazo. Páginas 75-85 en Familias y campo, rescatando estrategias de adaptación. Instituto Plan Agropecuario.

OSTROM, E.; JANSSEN, M.; ANDERIES, J. 2007. Going beyond panaceas. Proceedings of the National Academy of Science 104:15176-15178.

PERRACHÓN, J. 2009. Sucesión generacional en empresas familiares agropecuarias. Páginas 115-125 en Familias y campo, rescatando estrategias de adaptación. Instituto Plan Agropecuario.

PEREIRA, M.; MORALES, H.; PERUGORRÍA, A. 2009. Gestión del conocimiento, breve reseña del accionar del Instituto Plan Agropecuario (IPA). Revista Asociación rural de jóvenes.

Altesor, A.[1]

[1] Grupo Ecología de Pastizales (GEP), Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias,UDELAR.

CAPÍTULO XVI. Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales

Proyecto FPTA 175

Período de Ejecución: Mar. 2007-Mar. 2010

RESUMEN

El análisis de los servicios que proveen los ecosistemas a las sociedades humanas es un enfoque de investigación relativamente reciente que se ha difundido gracias a que establece un vínculo explícito entre el bienestar humano y el funcionamiento de los ecosistemas. El objetivo de este capítulo es sintetizar algunos resultados básicos de la investigación ecológica realizada en el marco del Proyecto FPTA 175 y de trabajos anteriores del equipo de investigación, que atañen al vínculo entre las propiedades ecosistémicas y los servicios brindados por los pastizales naturales a la sociedad.También se revisan algunas evidencias acerca de los efectos de los principales usos del suelo sobre la provisión de los servicios ecosistémicos de los pastizales de nuestro país. La cuantificación de estos efectos permite establecer las «funciones de afectación» y visualizar los compromisos derivados de maximizar algunos beneficios, en general de apropiación privada, a expensas de la reducción de otros, en general de apropiación pública. La identificación de los servicios ecosistémicos que proveen los pastizales naturales y el desarrollo de técnicas para su monitoreo es imprescindible para la toma de decisiones acerca del uso del territorio.

INTRODUCCIÓN

La idea de servicios ecosistémicos (SE) ha tenido una creciente presencia en la discusión de la problemática ambiental. Durante la última década se ha incrementado el número de trabajos que discuten el concepto de SE en la búsqueda de definiciones claras y operativas que favorezcan el diálogo entre disciplinas biofísicas y sociales y la articulación entre el sistema científico y los tomadores de decisiones. Una de las primeras definiciones fue la planteada por Daily (1997) para quien los SE son las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas sostienen y satisfacen la vida humana. Costanza *et al.* (1997) hablan de los beneficios que las poblaciones humanas obtienen directa o indirectamente de las funciones ecosistémicas. El Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2003) involucró a más de 1300 científicos, y allí se analizaron los servicios ecosistémicos a nivel mundial, encontrándose que 15 de 24 SE investigados están declinando. En este informe se propuso una clasificación de los SE en cuatro grandes grupos (Figura 1). Se agruparon como *servicios de provisión* a los productos obtenidos de los ecosistemas, como madera, agua potable, fibras, etc. Los procesos ecosistémicos, como la regulación climática, hídrica, la polinización, etc, se reunieron como *servicios de regulación*; los beneficios no materiales como la recreación, educación, estética, etc. fueron asociados como *servicios culturales*. Finalmente, todos aquellos procesos necesarios para la producción del resto como la productividad primaria, formación de suelo y ciclado de nutrientes fueron definidos como *servicios de soporte*.

Boyd y Banzhaf (2007) postulan como SE sólo aquellos aspectos de los ecosistemas que son utilizados ya sea activa o

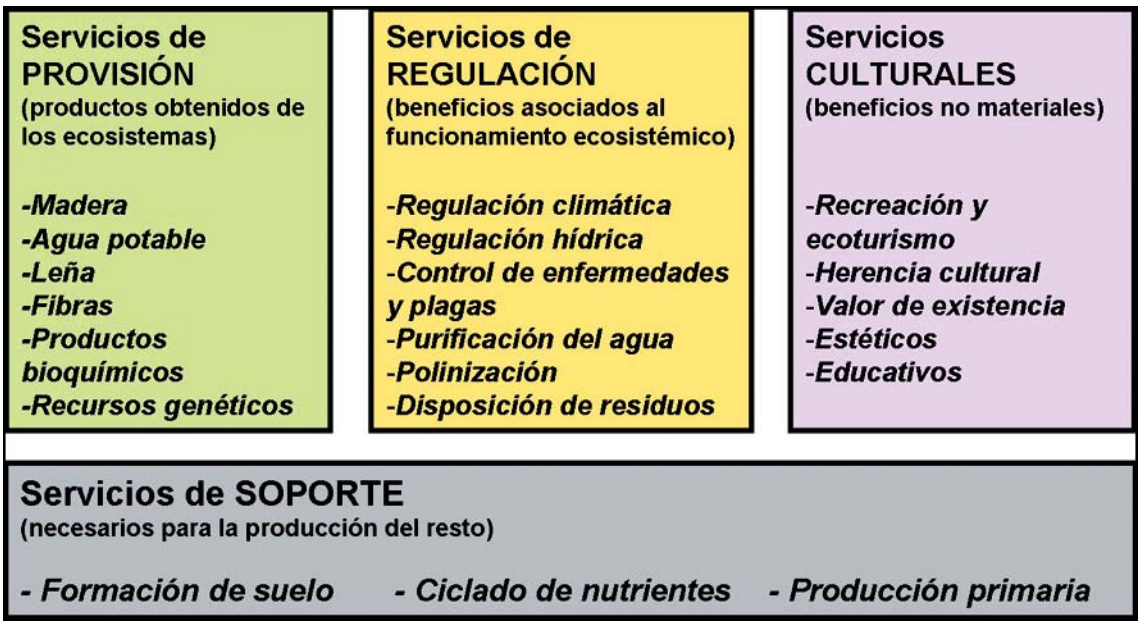


Figura 1. Servicios ecosistémicos de acuerdo a la clasificación propuesta en el Millennium Ecosystem Assessment (2003).

pasivamente en aras del bienestar humano. Una diferencia importante entre la definición de Boyd y Banzhaf y las enunciadas con anterioridad es la distinción entre los servicios ecosistémicos y los beneficios derivados de ellos. A partir de esta diferenciación Fisher *et al.* (2009) definen como servicios todos aquellos atributos ecosistémicos, ya sea estructurales o de funcionamiento, que puedan brindar algún beneficio a la sociedad humana. Este beneficio puede ser directo y tangible como la producción de alimentos o indirecto como el control del clima. La distinción entre utilización directa e indirecta, condujo a Fisher *et al.* (2009) a la clasificación de los SE en finales e intermedios respectivamente (Figura 2).

Figura 2. Servicios ecosistémicos intermedios, finales y beneficios que proveen los pastizales naturales a la población humana (adaptación de Fisher *et al.,* 2009). Las elipses indican que más de un SE intermedio interviene en la provisión de un SE final y que un SE final depende de varios SE intermedios.

Interacciones entre propiedades ecosistémicas y servicios a la sociedad

Cuando nos referimos a las propiedades ecosistémicas hablamos de la «*estructura*» y del «*funcionamiento*» del ecosistema. La estructura incluye todos sus componentes, tanto bióticos (plantas y animales), como abióticos (atmósfera, agua, sedimentos, suelo). La estructura provee la plataforma para que ocurran las funciones o procesos tales como el flujo de energía, los ciclos de los materiales (por ej.: agua, carbono, nitrógeno, fósforo, etc.) o las interacciones entre especies (por ej. polinización). Se requiere de una estructura mínima para que el ecosistema pueda funcionar de forma «saludable», o sea de forma estable y sustentable (Rapport *et al.,* 1998). Esto significa que mantenga su organización y autonomía en el tiempo y su capacidad de brindar servicios ecosistémicos. La idea de salud del ecosistema es claramente una metáfora. El funcionamiento de los ecosistemas se altera bajo estrés y perturbaciones y la idea de salud abrió la posibilidad de una detección temprana de la disfuncionalidad. Como en el caso de un individuo, la falta de salud en el ecosistema está asociada a una modificación estructural o funcional. La caracterización de la salud de un ecosistema está ligada a la evaluación del grado de alteración de la estructura y el funcionamiento en respuesta a las perturbaciones (Paruelo, 2011 Figura 3). La cuantificación de dichas alteraciones frente a disturbios requiere de marcos conceptuales y metodologías para cuantificar los procesos biofísicos y así definir las «*funciones de producción»* de servicios ecosistémicos (Daily *et al.,* 2000, 2009) y aquellas de *«afectación»* en la provisión de los servicios por el cambio en el uso del suelo (Paruelo, 2011) (Figura 3). Las funciones de producción describen cuantitativamente las relaciones causales entre atributos estructurales y/o de funcionamiento del ecosistema y los servicios que proveen. Las funciones de producción mejor descriptas son aquellas de bienes y servicios agropecuarios o forestales (Daily *et al.,* 2009), por ejemplo la relación entre la productividad primaria y la producción de carne, o la relación entre profundidad, textura y fertilidad del suelo y la productividad forestal.

Las funciones de afectación relacionan la magnitud o intensidad de las perturbaciones con el nivel de provisión de un servicio ecosistémico. La caracteri-

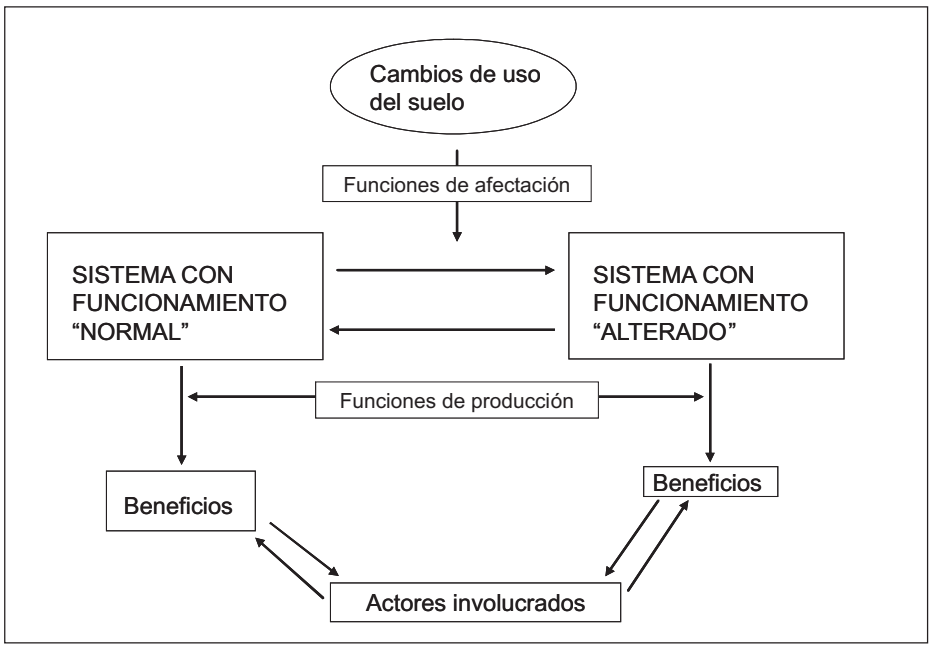


Figura 3. Esquema que representa las interacciones entre el uso del suelo, el funcionamiento ecosistémico y los beneficios que éste provee a la sociedad

zación de estas funciones es crucial para identificar umbrales a partir de los cuales los ecosistemas pueden cambiar y alcanzar estados indeseables en los cuales la provisión de servicios disminuye drásticamente.

Las perturbaciones pueden ser naturales, como las sequías, heladas, incendios, inundaciones, y antrópicas. Estas últimas, en el caso de los pastizales, abarcan un amplio rango de transformaciones en el uso del suelo, desde la ganadería hasta la sustitución total de la cobertura vegetal a través de la agricultura o las plantaciones forestales. El impacto de los actos humanos sobre los ecosistemas a veces demoran en manifestarse y son difíciles de predecir, porque son graduales hasta que alcanzan un umbral, a partir del cual los cambios ocurren bruscamente (Scheffer *et al.,* 2001). La explicación para esto es que el proceso acumulativo de cambios graduales se traduce en una pérdida de la capacidad del ecosistema de absorber perturbaciones y regresar al estado de equilibrio. Se denomina *resiliencia* a la elasticidad o tiempo de restauración del ecosistema después de una perturbación (Beisner *et al.,* 2003). Como resultado de la pérdida de resiliencia, el sistema cambia inesperadamente de estado ante un evento, como una sequía, una inundación, un incendio o la invasión de una maleza, que en circunstancias previas no había tenido tal efecto. Una vez que sucede algo así, el regreso a la situación anterior no se produce necesariamente por el mismo camino. Esto se denomina *histéresis*. Como consecuencia, aún cuando se restablezcan todas la condiciones (ej.: eliminar el pastoreo que causó el problema), el sistema no vuelve al estado anterior o requiere de una combinación muy especial de eventos para hacerlo (Beisner *et al.,* 2003, Oesterheld, 2008). En este contexto es fundamental considerar la escala espacial y temporal en la cual se manifiestan los impactos antrópicos sobre los ecosistemas. Por ejemplo, los efectos ambientales de la agricultura, la lechería, o la intensificación de la producción animal pueden ser poco significativos a escala de predio, pero sin embargo, pueden tener repercusiones a distancia y afectar severamente arroyos, lagos, lagunas y aguas subterráneas (Herrero y Gil, 2008, Oesterheld, 2008).

SERVICIOS ECOSISTEMICOS QUE PROVEEN LOS PASTIZALES NATURALES EN URUGUAY

Nuestro país forma parte de una de las regiones más extendidas en el mundo de pastizales naturales, los pastizales del Río de la Plata. A nivel regional es el país con mayor porcentaje de cobertura de pastizales naturales (70% MGAP, 2000). Sin embargo esta realidad no es estática y los cambios en el uso del suelo de pastizales a plantaciones forestales o cultivos, tienen lugar a un ritmo acelerado en nuestro país. Uruguay figura como el país con mayor tasa de cambio hacia cultivos transgénicos (especialmente soja) con un 40% a partir del año 2007 y ocupa el noveno puesto a nivel mundial en términos de número absoluto de hectáreas sembradas (Fuente: Internacional Service for the Acquisition of Agri-Biotech Applications, Marshall 2009). Si este dato lo relativizamos a la superficie del territorio cultivada con transgénicos pasamos a ocupar el cuarto lugar en el mundo (3,9% del territorio nacional). La forestación ocupa alrededor de 900.000 hectáreas (entre el 5 y 6% del territorio nacional) (Dirección General Forestal, 2007) y también ha incrementado su expansión en los últimos años.

Díaz *et al.* (2006) discuten con preocupación las crecientes amenazas provocadas por el desplazamiento de la frontera agrícola que ha reemplazado los pastizales naturales, provocando una pérdida de aproximadamente 20% de su superficie en los últimos años y el corrimiento de la ganadería hacia áreas marginales (Ayala, 2011 este número).

¿Qué beneficios obtiene la sociedad del pastizal natural?

En la figura 2 se presenta el esquema modificado de Fisher *et al.* (2009) con algunos ejemplos de SE intermedios y finales, así como también de los beneficios que proveen a la sociedad los pastizales naturales. En muy pocos casos se

conocen lo suficientemente bien los vínculos entre las propiedades ecosistémicas (estructura y función) y el nivel de provisión de un servicio. A continuación, y en el marco de este esquema, se discute cómo la biodiversidad, la productividad primaria y el ciclo hidrológico del ecosistema pastizal contribuyen a la generación de SE intermedios o finales. Es decir, se esbozan las funciones de producción que relacionan estos atributos ecosistémicos con servicios. Además se brindan las evidencias disponibles acerca de las funciones de afectación, o sea la respuesta del pastizal natural a perturbaciones.

La biodiversidad del pastizal

La biodiversidad como un servicio final: Riqueza de flora y fauna en los pastizales de Uruguay

La diversidad combina dos importantes atributos estructurales del ecosistema, la riqueza de especies y sus abundancias relativas. La diversidad florística constituye un servicio ecosistémico en tanto beneficia directa e indirectamente a los humanos. Un importante beneficio que obtenemos de la diversidad florística es su valor estético o de existencia, el cual constituye un servicio cultural. Observar y apreciar a la naturaleza añade interés, valor y calidad a la vida de los seres humanos (West, 1993).

La riqueza de especies vegetales de nuestros pastizales naturales representa el 80% del total registrado en Uruguay (Rodríguez *et al.,* 2003) y ha sido estimada en aproximadamente 2000 especies (Del Puerto, 1985). En este libro se presentan listados florísticos de las unidades de vegetación correspondientes a cuatro regiones geomorfológicas que hemos caracterizado en el marco del Proyecto FPTA 175 (Lezama *et al.,* 2010 este volumen).

En cuanto a la riqueza faunística, se han registrado cerca de 155 especies de aves, 25 de mamíferos, 31 de reptiles y 18 de anfibios nativos de pastizal (Rodríguez *et al.,* 2004). Éstas representan aproximadamente la tercera parte de las especies de vertebrados inventariadas en nuestro país. A diferencia de los vertebrados, el conocimiento de la fauna de invertebrados es más escaso. En el capítulo de Zerbino *et al.* (2010, este volumen) se brinda información acerca de la fauna edáfica y su relación con las comunidades vegetales.

La diversidad florística como SE intermedio: su relación con las funciones de producción

Fijación de C

La riqueza de especies se relaciona con las ganancias netas de C, o sea con la productividad primaria neta. Las ganancias de C son un SE intermedio clave en los pastizales ya que de él dependen muchos otros, tanto algunos con valor de mercado (producción de carne o leche) como sin él (circulación de nutrientes, secuestro de C, etc.). La relación entre riqueza y productividad ha suscitado gran interés a nivel mundial en la literatura ecológica (Mc Naughton, 1994; Lawton y Brown, 1994; Vitousek y Hooper 1994; Naeem *et al.,* 1995, Sala *et al.,* 1996, Hector *et al.,*1999, Tilman *et al.,* 1996). En el marco de este proyecto, López (2007) realizó mediciones del Indice verde normalizado (IVN), un estimador espectral de la productividad primaria, sobre parcelas de pastizales naturales que abarcaban un gradiente de riqueza de especies (Figura 4). Dicha figura 4 representa una versión de la función de pro-

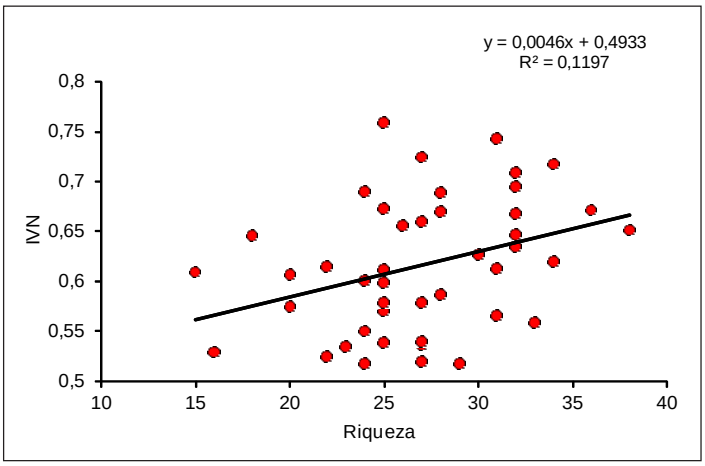


Figura 4. Relación entre la riqueza de especies y la productividad primaria neta aérea estimada a través del Indice Verde Normalizado (IVN), en 44 parcelas muestreadas en pastizales naturales pastoreados de la región centro-sur de Uruguay (tomada de López 2007).

ducción de las «ganancias de C» para los pastizales uruguayos. El resultado obtenido apoya la hipótesis clásica (McNaughton, 1994, Vitousek y Hooper, 1994, Sala *et al.,* 1996) que plantea una relación lineal y creciente entre riqueza y productividad. Trabajos previos han evidenciado que no todas las especies son equivalentes desde el punto de vista funcional. La presencia de especies que difieren en su fenología, como las especies C_3 (de crecimiento invernal) y las C_4 (crecimiento estival) pueden incrementar la captura de recursos y aumentar la productividad primaria neta aérea (PPNA) disminuyendo sus fluctuaciones estacionales (Altesor *et al.,* 2005). Estos resultados muestran que deben considerarse otros factores en la definición de la función de producción «ganancia de C» además de la riqueza de especies.

Ciclado de nutrientes

La diversidad también se relaciona con el ciclado de nutrientes. La riqueza de plantas favorece el número y actividad de los organismos descomponedores, aumenta la calidad de la broza y la concentración de nutrientes en el suelo (Balvanera *et al.,* 2006). La información disponible para pastizales uruguayos no permite definir cuantitativamente la función de producción del SE «ciclado de nutrientes» en base a la riqueza o diversidad florística. Sin embargo es posible plantear que esta relación es positiva. Los sistemas de pastizales naturales tienen un relativo autoabastecimiento de nutrientes minerales, mediado por el reciclaje interno de los residuos de la biomasa vegetal y de las deyecciones de los animales en pastoreo. La comprensión sobre los controles de las tasas de recirculación de nutrientes y su relación con la identidad de las especies vegetales constituye una herramienta valiosa para diseñar estrategias productivas sustentables y con una menor dependencia de insumos (Semmartin *et al.,* 2004).

Estabilidad ecosistémica

La diversidad de especies implica diferentes sensibilidades al conjunto de condiciones ambientales y en consecuencia puede conducir a una mayor estabilidad en el funcionamiento ecosistémico. La diversidad también se relaciona positivamente con la resistencia biótica de los ecosistemas a la invasión por especies exóticas (Fargione *et al.,* 2003, Perelman *et al.,* 2007). Además, una mayor riqueza de especies promueve complementariedad en el uso de los recursos y mayores interacciones entre especies, produciendo resistencia frente a la sequía y frente a la presión de consumo por herbívoros (Balvanera *et al.,* 2006).

Control de la erosión

Otro importante servicio ecosistémico relacionado con la diversidad biológica es el control de la erosión. La diversidad vegetal asegura la cobertura del suelo a lo largo del año, incrementa la biomasa radicular y promueve la abundancia de redes micorrízicas que controlan los procesos de erosión (Balvanera *et al.,* 2006). La cobertura vegetal incide de manera sustantiva en las cantidades de suelo y de nutrientes que se pierden. En Uruguay se ha mostrado que la presencia de cobertura vegetal redujo las pérdidas de sedimento por erosión hídrica en aproximadamente 50 veces en comparación con situaciones con suelo desnudo (Víctora *et al.,* 2001).

Funciones de afectación de la diversidad florística: Efectos de los cambios en el uso del suelo

En este libro se presentan evidencias acerca de los efectos de la ganadería sobre la diversidad en pastizales naturales a partir de la comparación entre parcelas pareadas sometidas a pastoreo por ganado doméstico y clausuradas a la herbivoría (Rodríguez y Cayssials, 2010 este volumen).

Son escasos aún los estudios realizados para conocer las funciones de afectación de la agricultura y la forestación sobre la biodiversidad del pastizal. En la medida que tanto la forestación como la agricultura implican una sustitución completa de la cobertura vegetal, en regiones extensamente transformadas puede llevar a la extinción de especies.

Otro aspecto relevante son las invasiones biológicas. Bajo el dosel de muchas plantaciones forestales se establecen especies vegetales históricamente ausentes en el pastizal, y si bien muchas

pueden ser poco preocupantes desde la perspectiva forestal, otras se trasforman en un gran problema. Varias leñosas arbustivas o arbóreas de muy rápida diseminación se han vuelto problemáticas en diversas zonas de los pastizales del Río de la Plata. Algunos ejemplos son la zarzamora (*Rubus fruticosus*), el ligustro (*Ligustrum* sp.) y la acacia negra (*Gleditsia triacanthos*). Estas compiten con los árboles forestales y dificultan mucho el acceso y trabajo en las plantaciones, sin mencionar las posibilidades de aprovechamiento ganadero del sotobosque. En muchos casos las forestaciones actúan como foco inicial o puerta de entrada para que estas especies exóticas avancen luego sobre los pastizales adyacentes. En general se trata de especies dispersadas por aves que llegan en gran número a las forestaciones, donde las aves anidan o pasan buena parte del tiempo y encuentran allí un ambiente apropiado para crecer y reproducirse (Jobbágy *et al.,* 2006).

La productividad primaria neta del pastizal

La PPNA como servicio final e intermedio: su relación con las funciones de producción

Producción de forraje

La productividad primaria neta aérea es un proceso ecosistémico y corresponde a aquella porción de la productividad primaria bruta que no es respirada y, por lo tanto, se acumula como biomasa aérea quedando disponible para los niveles tróficos superiores. Este flujo o proceso ecosistémico constituye un SE intermedio ya que su vínculo con el bienestar humano está mediado por distintos servicios finales. Uno de ellos es la producción de forraje que redundará en beneficios varios directamente consumidos o utilizados por el hombre, como la leche, la carne, la lana y el cuero.

Secuestro de carbono

El secuestro de carbono constituye otro servicio ecosistémico final derivado de la Productividad Primaria Neta (PPN). El beneficio asociado al secuestro de carbono, del cual goza la humanidad a nivel regional y global, es la regulación del clima a través del mantenimiento de la composición atmosférica, ya que el dióxido de carbono es un gas con efecto invernadero. Para analizar la capacidad del sistema de almacenar C, se debe realizar el balance entre las ganancias y las pérdidas de C por respiración, herbivoría y cosecha del ecosistema y evaluar el tiempo de residencia del carbono en el ecosistema una vez fijado. La función de producción existente entre la PPN y el secuestro de carbono aún no se ha definido para nuestros pastizales. Existen, sin embargo, varios estudios que han evaluado la PPN aérea y subterránea, así como los tamaños de los reservorios de carbono resultantes de este flujo. Paruelo *et al.* (2010) recopilaron información correspondiente a 14 estudios que estiman la PPNA a través de cosechas de biomasa herbácea en 41 sitios. Los promedios indican un rango de variación de 2.100 a 9.772 kg ha^{-1} $año^{-1}$ y el promedio para todos los sitios fue de 5.347±1.794 kg $ha^{-1}año^{-1}$. Asumiendo una proporción de C de 0,45 para la biomasa herbácea, en promedio la PPNA de pastizales aportaría 241 gC/m^2 año. En la Pampa Ondulada en Argentina la magnitud de los cambios en el C orgánico del suelo se relacionó de manera linear con la PPN (Caride *et al.,* enviado).

La productividad primaria neta subterránea (PPNS) ha sido menos estudiada, pero las evidencias existentes muestran que en general es mayor a la productividad aérea, con relaciones PPNS/PPN = 0,47 a 0,87 (Hui y Jackson, 2006). En cuanto al reservorio de C subterráneo, éste puede dividirse en: biomasa de raíces, materia orgánica particulada (POM) y materia orgánica asociada a los minerales (MAOM). En un análisis basado en 16 sitios de pastizales naturales Altesor *et al.* (2006) y Piñeiro *et al.* (2009) caracterizaron estos compartimentos. La cantidad de carbono orgánico del suelo (COS= POM+MAOM) en el primer metro varió entre 1893 y 17577 gCm^{-2} dependiendo del sitio (promedio= 8748 gCm^{-2}). En promedio el 10% del COS total corresponde a la fracción POM, correspondiendo la mayor parte del carbono orgánico del suelo al compartimento pasivo o de dinámica lenta (MAOM) (Paruelo *et al.,* 2010).

Funciones de afectación de la PPNA: Efectos de los cambios en el uso del suelo

Las pérdidas de carbono orgánico del suelo, fundamentalmente como CO_2, afectarían la integridad edáfica, la provisión de nutrientes y la composición atmosférica. El efecto de la ganadería sobre la PPNA ha sido un aspecto investigado en el marco del Proyecto FPTA 175 y sus resultados se exponen en el capítulo de Piñeiro *et al.* (2011 este número).

En cuanto a los efectos de la agricultura Guerschman (2005) estimó que la PPN de los sistemas agrícolas fue 15% menor que el de los pastizales naturales. La agricultura modifica la forma de la curva estacional de la PPN, pero no el área bajo dicha curva. La introducción de los sistemas agrícolas con doble cultivo durante las últimas dos décadas ha generado un incremento en la PPN (Guerschman y Paruelo, 2005). Sin embargo gran parte de esta productividad (entre el 19 y el 45% según Guerschman, 2005) es exportada del ecosistema por el consumo humano. Varios autores han documentado pérdidas de C debido a los cultivos anuales en los pastizales del Río de la Plata (Álvarez *et al.,* 1998, 2001, Andriulo *et al.,* 1999).

El uso forestal incrementa las tasas de crecimiento y de ganancias de carbono con respecto a los pastizales que reemplaza. Vasallo (2006) realizó un análisis de la dinámica del Indice Verde Normalizado (IVN) a partir de imágenes satelitales en 181 sectores forestados y zonas adyacentes no forestadas de pastizales de Uruguay y de las provincias de Corrientes y Entre Ríos en Argentina. En este trabajo se encontró un incremento promedio del 22% en la producción primaria de las áreas forestadas. Sin embargo la acumulación de carbono en el suelo, que depende principalmente de los aportes de biomasa por raíces (Jobbágy y Jackson, 2000), podría incluso tornarse negativa. Esto se explica por la gran diferencia existente en la relación biomasa aérea/biomasa subterránea entre forestaciones y pastizales (5:1 y 1:2 respectivamente, Jobbágy, 2006). Algunas evidencias para Uruguay indican que el balance de carbono es negativo luego de las forestaciones (Carrasco-Letelier *et al.,* 2004, Céspedes *et al.,* 2009).

El ciclo hidrológico en el pastizal

Los componentes del ciclo hidrológico como servicios finales e intermedios

El clima y la vegetación son los principales controles del ciclo hidrológico dentro de un ecosistema, ellos son quienes determinan el balance entre las ganancias de agua por precipitación y sus pérdidas como vapor, por transpiración vegetal y evaporación del suelo, y como líquido hacia corrientes de agua en superficie y drenaje profundo. Estas dos últimas salidas de agua constituyen el rendimiento hidrológico del ecosistema. Tampoco en este caso se han definido las funciones de producción que relacionen el rendimiento hidrológico de las cuencas de pastizales naturales con los servicios que proveen. De la cantidad y flujo de agua en los ríos y arroyos depende el abastecimiento de agua para consumo humano y la alimentación de sistemas de energía hidroeléctrica. Asimismo, de la magnitud de las pérdidas de agua en fase vapor (evapotranspiración) dependerá la cantidad de energía aportada a la atmósfera para procesos convectivos y, por lo tanto, la regulación del clima local y regional.

Funciones de afectación de los componentes del ciclo hidrológico: Efectos de los cambios en el uso del suelo

La forestación modifica el ciclo del agua a través del aumento en su utilización por parte de la vegetación y provoca una disminución del rendimiento hidrológico (Mark y Dickinson, 2008). Esta función de afectación ha sido medida evaluando los cambios en el caudal erogado en 26 pares de cuencas en regiones de pastizales que fueron forestados en cuatro continentes (Farley *et al.,* 2005) (Figura 5). Los resultados demuestran una disminución promedio del 39% en el rendimiento hidrológico. Para los pastizales

del Río de la Plata existe información preliminar, basada en mediciones puntuales de caudal en cuencas pareadas en Lavalleja y Córdoba, cuyos resultados indican reducciones del caudal cercanas al 50% tras el establecimiento de forestaciones (Jobbágy *et al.,* 2006, Silveira y Alonso 2004, Silveira *et al.,* 2006).

El proceso de sustitución de grandes extensiones de pastizal por plantaciones forestales afecta severamente la regulación climática a escala regional modificando las pérdidas de agua por evapotranspiración. Nosseto *et al.,* (2005) reportaron la duplicación de las pérdidas de agua por evapotranspiración (ET) en plantaciones de eucaliptos, en comparación con las pérdidas por ET en los pastizales originales (Figura 6).

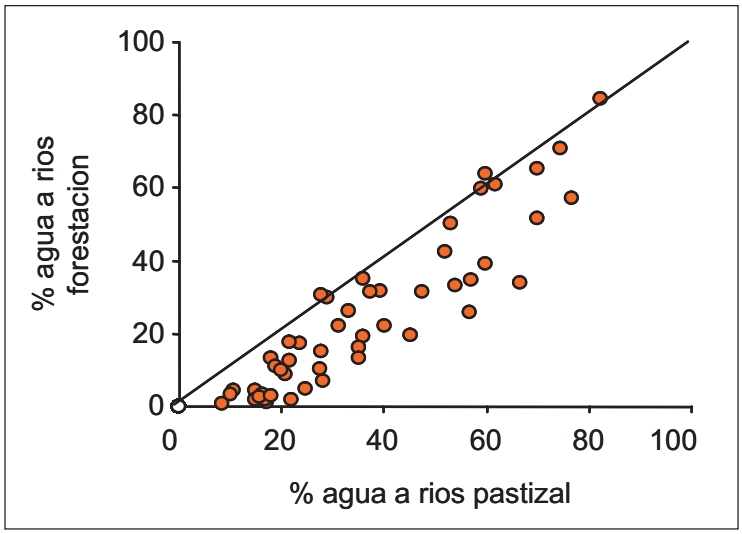


Figura 5. Cambios en la partición del agua de lluvia hacia pequeños ríos y arroyos en cuencas que han sido forestadas vs. cuencas control que se mantienen bajo vegetación natural de pastizal o arbustal. Los puntos representan 26 pares de cuencas en todo el mundo y los valores corresponden al porcentaje de la precipitación anual que alcanza los cursos de agua (rendimiento hídrico), valor que puede considerarse complementario al de las pérdidas por evapotranspiración ya que estas cuencas no intercambiarían agua con otras ni con grandes acuíferos subyacentes. Figura tomada de Jobbágy *et al.,* 2006.

PROVISIÓN DE SERVICIOS Y CONFLICTOS GENERADOS POR LOS DISTINTOS USOS DEL SUELO

A partir de los ejemplos expuestos queda en evidencia que existen múltiples interacciones entre los atributos funcionales y estructurales de los ecosistemas. Un mismo atributo estructural o funcional provee distintos servicios y por otra parte un mismo servicio ecosistémico es resultado de la interacción de varios atributos ecosistémicos. Esta complejidad de interacciones implica que la búsqueda por maximizar algunos servicios puede afectar negativamente a otros, esto se ejemplifica en la Figura 7. Las consecuencias positivas y negativas no son iguales para toda la sociedad. En ese sentido Scheffer *et al.* (2000) identifican «afectadores» y «beneficiarios» de los servicios ecosistémicos. Los «afectadores» serán aquellos que a través de sus actividades tendientes a maximizar algún beneficio, alteran negativamente el nivel de provisión de otros servicios. Los beneficiarios son quienes, directa o indirectamente, consumen o utilizan los SE. En algunos casos, los mismos actores podrían ser afectadores y beneficiarios, tal es el caso de aquellos productores familiares que viven en el mismo lugar que explotan productivamente. En estas situaciones se puede ejercer un retro-

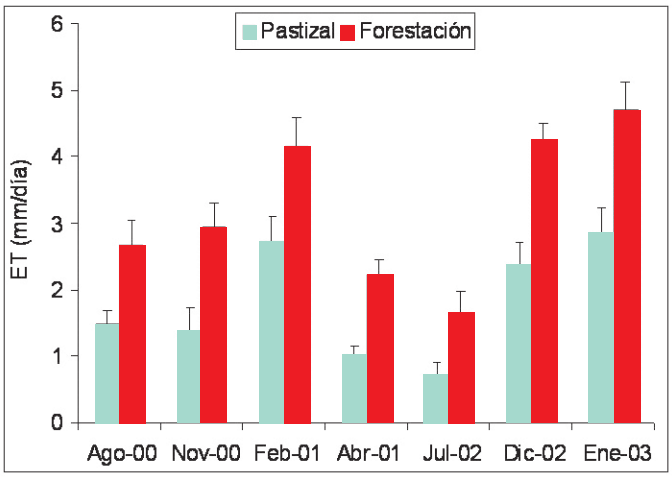


Figura 6. Pérdidas de agua por evapotranspiración en pastizales naturales (n=58) y en plantaciones de *Eucaliptus grandis* (n=59), medidos en 7 fechas a partir de imágenes Landsat (tomado de Nossetto *et al.,* 2005).

control que permitiría la explotación de los recursos sin afectar severamente la provisión de otros servicios involucrados. Tal sería el caso, por ejemplo, de un agricultor familiar que además produce miel y vive en su campo. La aplicación de insecticidas lo convierte en afectador de un servicio del que es beneficiario: la polinización. Un mal manejo de fertilizantes y agroquímicos afectará, a través de la contaminación de napas y cuerpos de agua, la calidad del agua que han de beber él, su familia y su ganado (Paruelo, 2011). Sin embargo lo más frecuente es que los afectadores y beneficiarios no coincidan en su identidad y ni siquiera vivan en el mismo sitio.

Tal es el caso de las plantaciones forestales que aumentan de manera significativa la productividad primaria neta del ecosistema maximizando un beneficio con valor en el mercado como la producción de madera. Pero a la vez, afectan negativamente otros beneficios como la provisión de agua o el control climático (Figuras 5 y 6). Los beneficiarios de estos últimos, son fundamentalmente habitantes locales y de la región. El conflicto deriva de cómo se distribuyen los costos y beneficios asociados a una actividad productiva, forestación en este caso, entre los distintos actores sociales involucrados.

CONCLUSIONES

La difusión de la idea de los SE está asociada a la expectativa y a la necesidad de tornar operativo el concepto para la resolución de conflictos ambientales o la evaluación de las consecuencias de los cambios en el uso del territorio. Para lograrlo se debe dar prioridad a los siguientes aspectos:

a) Definir las **funciones de producción** de los beneficios y servicios finales a partir de los procesos ecosistémicos y las **funciones de afectación** o sea el cambio en el nivel de un proceso ecosistémico o servicio en función de los principales factores de estrés o de perturbación. Para ello es fundamental el desarrollo y profundización de la investigación ecológica.

b) Tener en consideración el carácter territorial y escala-dependiente de la mayoría de los servicios ecosistémicos,

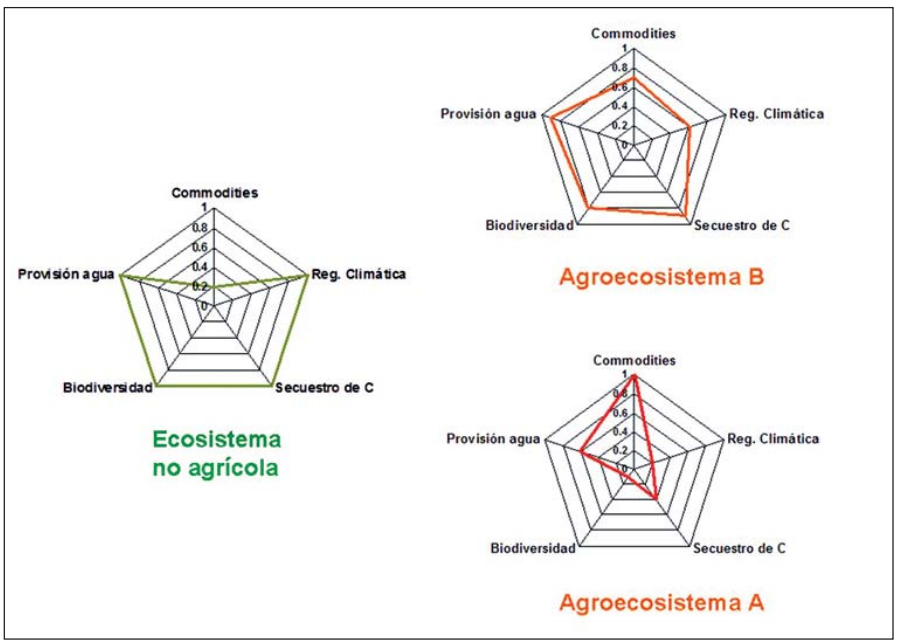


Figura 7. El esquema muestra tres tipos de ecosistemas: No agrícola, donde se maximizan servicios y bienes ecosistémicos de apropiación fundamentalmente pública; Agroecosistema A, donde se maximiza la producción de commodities de apropiación fundamentalmente privada y Agroecosistema B donde se maximiza la sustentabilidad ecológica, ambiental y social. En cada caso se muestran los compromisos en la provisión de diferentes servicios ecosistémicos.

particularmente los intangibles y no apropiables. En la mayoría de los casos el agotamiento en la provisión de un servicio en un lugar dado no puede remediarse a través de su «importación» de otro sitio.

c) Evaluar cuidadosamente los compromisos entre diferentes SE hace necesario que éstos sean cuidadosamente evaluados a través de la planificación y monitoreo del uso de la tierra y sus consecuencias ambientales.

BIBLIOGRAFÍA

ALTESOR, A.; OESTERHELD, M. ; LEONI, E.; LEZAMA, F.; RODRÍGUEZ, C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. Plant Ecology 179:83-91.

ALTESOR, A.; PIÑEIRO, G.; LEZAMA, R. B.; JACKSON,F.; SARASOLA, M.; PARUELO, J. M. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. Journal of Vegetation Science 17:323-332.

ÁLVAREZ, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. Soil Use and Management 17:62-66.

ÁLVAREZ, R.; RUSSO, M. E.; PRYSTUPA, P.; SCHEINER, J. D.; BLOTTA, L. 1998. Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. Agronomy Journal 90:138-143.

ANDRIULO, A.; GUERIF, J.; MARY, B. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural 13C abundances. Agronomie 19:349-364.

AYALA, W. 2011. Los desafíos tecnológicos de la ganadería en los pastizales del río de la plata. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

BALVANERA, P.; PFISTERER, A.; BUCHMANN, N.; HE, J.; NAKASHIZUKA, T.; RAFFAELLI, D.; SCHMID,B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. Ecology Letters 9:1146-1156.

BEISNER, B.E.; HAYDON, D. T.; CUDDINGTON, K. 2003. Alternative stable states in ecology. Frontiers in Ecology and the Environment 1:376-382.

BOYD, J.; BANZHAF, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63: 616- 626.

CARRASCO-LETELIER, L.; EGUREN, G.; CASTIÑEIRA, C.;PARRA, O.; PANARIO, D. 2004. Preliminary study of prairies forested with *Eucalyptus* sp. at the Northwestern Uruguayan soils. Environmental Pollution 127:49-55.

CÉSPEDES-PAYRET, C.; PIÑEIRO, G.; ACHKAR, M.; GUTIERREZ, O.; PANARIO, D. 2009. The irruption of new agro-industrial technologies in Uruguay and their environmental impacts on soil, water supply and biodiversity: a review. International Journal of Environment and Health 3:175-197.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.;GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, B. K.; NAEEM, S.; O'NEILL, J.; PARUELO, R. V.;RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. 1997. The value of the world´s ecosystem services and natural capital. Nature 357:253-260.

CARIDE, C.; PIÑEIRO, G.; PARUELO, J. M. How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on C dynamics. Agriculture Ecosystems and Environment (en revisión).

DAILY, G. C. (Ed.) 1997. Nature'services: Societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Washington, D.C.

DAILY, G.; SÖDERQVIST, T.; ANIYAR, S.; ARROW, K.; DASGUPTA, P.; EHRLICH, P.; FOLKE, C.; JANSSON, A.; JANSSON, B.; KAUTSKY, N. 2000. The value of nature and the nature of value. Science 289:395-396.

DAILY, G.C.; POLASKY, S.; GOLDSTEIN, J.; KAREIVA, P. M.; MOONEY, H. A.; PEJCHAR, L.; RICKETTS, T. H.; SALZMAN, J.; SHALLENBERGER, R. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. Frontiers in Ecology and the Environment 7:21-28.

DEL PUERTO, O. 1985. Vegetación del Uruguay. Facultad de Agronomía, Montevideo.

DÍAZ, R.; JAURENA, M.; AYALA, W. 2006. Impacto de la intensificación productiva sobre el campo natural en Uruguay. XXI Reuniao do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul- Grupo Campos. Desafíos e Oportunidades do Bioma Campos frente a expansao e intensificacao agrícola 1:49-67.

FARGIONE, J.; BROWN , C. S.; TILMAN, D. 2003. Community assembly and invasion: an experimental test of neutral versus niche processes. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 100: 8916-8920.

FARLEY, K. A.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, Y R. B. 2005. Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. Global Change Biology 11:1565-1576.

FISHER, B.;TURNER, R. K. ; MORLING, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68: 643-653.

GUERSCHMAN, J. P. 2005. Análisis regional de impacto de los cambios del uso de la tierra sobre el funcionamiento de los ecosistemas en la región pampeana (Argentina). Tesis. Universidad de Buenos Aires (UBA), Facultad de Agronomía. Buenos Aires, Argentina.

GUERSCHMAN, J. P.; PARUELO, J. M. 2005. Agricultural impacts on ecosystem functioning in temperate areas of North and South America. Global and Planetary Change 47: 170-180.

HECTOR, A.; SCHMID, B.; BEIERKUHNLEIN, C.; CALDEIRA, M. C. ; DIEMER, M. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. Science 286:1123-1127.

HERRERO, M. A.; GIL,S. B. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. Ecología Austral 18:273-289.

HUI, D.; JACKSON, R. B. 2006. Geographical and interannual variability in biomass partitioning in grassland ecosystems: a synthesis of field data. New Phytologist 169:85-93.

HOOPER, D U.; VITOUSEK, P. M. 1997. The effects of plants composition and diversity on ecosystem processes. Science 277:1302-1305.

JOBBÁGY, E. G.; VASALLO, M.; FARLEY, K. A.; PIÑEIRO, G.; GARBULSKY, M. F.; NOSETTO, M. D.; **JACKSON, R. B.; PARUELO, J. M.** 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. Agrociencia 10:109-124.

JOBBÁGY, E.G.; JACKSON, R. B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecological Applications 10:423-436.

LAWTON, J. H.; BROWN, V. K. 1994. Redundancy in ecosystems. Páginas 250-270 en E. D. Schulze y H. A. Mooney editores. Biodiversity and Ecosystem Function. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

LEONI, E.; ALTESOR, A. 2011. Los patrones y procesos ecológicos se relacionan a diferentes escalas: atributos individuales de las especies explican patrones de productividad del ecosistema. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA, N° 26 INIA.

LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; PEREIRA, M.; PARUELO, J.M. 2011. Descripción de la heterogeneidad florística de las principales regiones geomorfológicas de Uruguay. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Expansión e intensificación agrícola en Argentina: Valoración de bienes y servicios ecosistémicos para el ordenamiento territorial. Ed. INTA Buenos Aires.

LÓPEZ MÁRSICO, L. 2007. Relación riqueza-productividad en pastizales naturales pastoreados. Tesis: Universidad de la República, Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay.

MARK, A. F.; DICKINSON, K. J. M. 2008. Maximizing water yield with indigenous non-forest vegetation: a New Zealand perspective. Frontiers in Ecology and the Environment 6:25-34.

MARSHALL, A. 2009. 13.3 million farmers cultivate GM crops. Nature biotechnology 27:221.

MCNAUGHTON, S. J. 1994. Biodiversity and function of grazing ecosystem. Páginas 361- 383 en E. D. Schulze y H. A. Mooney editores. Biodiversity and Ecosystem Function. Springer. Berlin, Heidelberg, New York.

MEA. 2003. Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C.

MINISTERIO DE GANADERÍA, AGRICULTURA Y PESCA (MGAP), DIRECCIÓN DE ESTADÍSTICAS AGROPECUARIAS (DIEA). 2000. Censo General Agropecuario.

NAEEM, S.; THOMPSON, L. J.; LAWLER, S. P.; LAWTON, J. H.; WOODFIN, R. M. 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. Philosophical Transactions of the Royal Society 347: 249-262.

NOSETTO, M. D.; JOBBÁGY, E. G.; PARUELO, J. M. 2005. Land use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in Central Argentina. Global Change Biology 11:1101-1117.

OESTERHELD, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. Ecología Austral 18:337-346.

PARUELO J. M.; PIÑEIRO, G.; BALDI, G.; BAEZA, S.; LEZAMA, F.; ALTESOR, A.; OESTERHELD, M. 2009. Carbon Stocks and Fluxes in Rangelands of the Rio de la Plata Basin. Rangeland Ecosystem Management 63:89-108.

PARUELO, J.M.; OYARZABAL, M.; OESTERHELD, M. 2011. El Seguimiento de los recursos forrajeros mediante sensores remotos: bases y aplicaciones. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

PARUELO, J.M. 2011. Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿Es necesario hablar de dinero? En Laterra, P., E. Jobbágy y J. Paruelo editores. Expansión e intensificación agrícola en Argentina: Valoración de bienes y servicios ecosistémicos para el ordenamiento territorial. Ed. INTA Buenos Aires.

PERELMAN, S.B.; CHANETON, E. J.; BATISTA, W. B.; BURKART, S. E.; LEÓN, R. J. C. 2007. Habitat stress, species pool size and biotic resistance influence exotic plant richness in the Flooding Pampa grasslands. Journal of Ecology 95:662-673.

PIÑEIRO, G.; PARUELO, J. M.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B.; OESTERHELD, M. 2009. Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in temperate and subtropical grasslands of South America. Global Biogeochemical Cycles 23: DOI 10.1029/2007GB003168.

PIÑEIRO, E. 2011. Impactos de la ganaderia sobre la dinámica del C y N en los pastizales del Río de la Plata. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26 , INIA.

RAPPORT, D.; COSTANZA, R.; EPSTEIN, P.; GAUDET, R.C.; LEVINS, R. 1998. Ecosystem health. Blackwell Scientific, Malden, MA.

RODRÍGUEZ, C.; LEONI, E.; LEZAMA, F.; ALTESOR, A. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. Journal of Vegetation Science 14:433-440.

RODRÍGUEZ, C.; COSTA, B.; LEZAMA, F. 2004. La diversidad biológica de la pradera natural uruguaya. Revista Simbiosis, Asociación de Profesores de Biología de Secundaria, Uruguay 5:6-10.

RODRÍGUEZ, C.; CAYSSIALS, V. 2011. Cambios estructurales en los pastizales asociados a la ganadería. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

SALA, O. E.; LAUENROTH, W. K.; MCNAUGHTON, S. J.; RUSCH, G.; ZHANG, X. 1996. Biodiversity and ecosystem fuctioning in grasslands. En H. Mooney, J. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala y E. D. Schulze editores. Functional roles of biodiversity: a global perspective. John Wiley & Sons Ltd, Hoboken, Nueva Jersey, USA.

SCHEFFER, M.; BROCK, W.; WESTLEY, F. 2000. Socioeconomic Mechanisms Preventing Optimum Use of Ecosystem Services: An Interdisciplinary Theoretical Analysis. Ecosystems 3: 451-471.

SCHEFFER, M.; CARPENTER, S.; FOLEY, J. A.; FOLKE, C.; WALKER, B. 2001. Catastrophic Shifts in Ecosystems. Nature 413:591-96.

SEMMARTIN, M.; AGUIAR, M. R.; DISTEL, R. A.; MORETTO, A. S.; GHERSA, C.M. 2004. Litter quality and nutrient cycling affected by grazing-induced species replacements along a precipitation gradient. Oikos 107:148-160.

SILVEIRA, L.; ALONSO, J. 2004. Modificación de los coeficientes de escorrentía producto del desarrollo forestal en una macrocuenca del Uruguay. XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica. São Pedro, Brasil.

SILVEIRA, L.; ALONSO, J.; MARTÍNEZ, L. 2006. Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay. Agrociencia 10:109-124.

TILMAN, D.; WEDIN, D.; KNOPS, J.1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. Nature 379:718-720.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. Journal of Soil Science. 33: 141-163

VASSALLO, M. 2006. Impacto de la forestación sobre el funcionamiento de los pastizales y sabanas de Argentina y Uruguay. Tesis de Maestría, Escuela de Graduados Alberto Soriano, UBA, Argentina.

VÍCTORA, C.; KACEVAS, A.; FIORI, H. 2001. Pérdidas de suelo y nutrientes por erosión hídrica en suelos de Uruguay. MGAP. Montevideo.

VITOUSEK, P.M.; HOOPER, D. U. 1994. Biological diversity and terrestial ecosystem biogeochemistry. Páginas 3-14 en E. D. Schulze y H. A. Mooney editores. Biodiversity and Ecosystem Function. Springer-Verlag, Berlin.

WEST, N. E. 1993. Biodiversity of rangelands. Journal of Range Management 46: 2-13.

ZERBINO, S. 2011. La macrofauna del suelo y su relación con la heterogeneidad florística. En Altesor, A., W. Ayala y J.M. Paruelo editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Serie FPTA N° 26, INIA.

Impreso en Editorial Hemisferio Sur S.R.L.
Buenos Aires 335
Montevideo - Uruguay

Depósito Legal 353-720/11