



TÉCNICAS DE PERCEPCIÓN REMOTA PARA IDENTIFICAR Y CARACTERIZAR COMUNIDADES FORRAJERAS EN UN SISTEMA GANADERO DEL DESIERTO HÍPERÁRIDO DE SAN JUAN (ARGENTINA)

REMOTE SENSING TECHNIQUES TO IDENTIFY AND CHARACTERIZE FORAGE COMMUNITIES IN A LIVESTOCK SYSTEM IN THE HYPER-ARID DESERT OF SAN JUAN (ARGENTINA)


Raul Tapia^{1,2*} , Julieta Carmona Crocco^{1,2}  y Mariana Martinelli^{1,3} 


1. Instituto Nacional de Tecnologías Agropecuarias (INTA).
2. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).
3. Universidad Nacional de San Juan (UNSJ). Calle 11 y Vidart 5427, Villa Aberastain, San Juan. Argentina.

*tapiaraul7@gmail.com

Citar este artículo

TAPIA, R., J. CARMONA CROCCO & M. MARTINELLI. 2020. Técnicas de percepción remota para identificar y caracterizar comunidades forrajeras en un sistema ganadero del desierto hiperárido de San Juan (Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 55: 619-630.

 DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v55.n4.29322>

Recibido: 7 Jul. 2020
Aceptado: 26 Oct. 2020
Publicado en línea: 10 Dic. 2020
Publicado impreso: 20 Dic. 2020
Editor: Ramiro Aguilar 

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: The natural grasslands of arid zones cover 40% of the earth's surface and are a valuable source of forage for livestock. Inappropriate management and high livestock loads are among the factors responsible for their degradation. In this sense, a fast evaluation is essential to correct its use and promote conservation. The objective of the study was to identify and characterize, through satellite image processing and fieldwork, forage plant communities in a rainfed livestock system of San Juan.

M&M: Indicator variables of soil and vegetation were generated from a Landsat 8 OLI image. Subsequently, unsupervised kmeans classification was performed. On field, plant cover, mulch and percentage of bare soil were registered from linear transects. Finally, the livestock receptivity of the plant communities was estimated.

Results: 3 types of coverage were identified: coverage higher than 50%; higher than 20% and less than 50% and less than 20%. Also, two forage communities were identified, Lamaral and Zampal. In Lamaral, *Prosopis alata* var. *lamaro* obtained a coverage of 48%, a receptivity of 2.21 hectare/goat equivalent. In Zampal, a 35% coverage of *Atriplex undulata* was registered and the receptivity was 1.80 hectare/goat equivalent.

Conclusions: The digital processing carried out was adequate for the purpose of the study and allowed recognizing, characterizing and mapping two forage communities. The richness of the species was low, with a predominance of shrubs and woody plants, limiting livestock in the area.

KEY WORDS

Vegetation cover, natural grassland, remote sensing, drylands

RESUMEN

Introducción y Objetivos: Los pastizales naturales de zonas áridas cubren el 40% de la superficie terrestre y son una valiosa fuente de forraje para el ganado. El manejo inapropiado y las altas cargas ganaderas figuran entre factores responsables de su degradación. En ese sentido una rápida evaluación es fundamental para corregir su uso y promover la conservación. El objetivo del estudio fue identificar y caracterizar, mediante el procesamiento de imágenes satelitales y trabajo de campo, comunidades forrajeras en un sistema ganadero del seco de San Juan.

M&M: A partir de una imagen Landsat 8 OLI se generaron variables indicadoras de suelo y vegetación. Posteriormente se realizó la clasificación no supervisada kmeans. En campo se registró, a partir de transectas lineales, cobertura vegetal, de mantillo y porcentaje de suelo desnudo. Finalmente se estimó la receptividad ganadera de las comunidades forrajeras.

Resultados: Se identificaron 3 clases de coberturas: cobertura superior al 50%; superior al 20 % e inferior al 50 % e inferior al 20 % y dos comunidades forrajeras, Lamaral y Zampal. En Lamaral, *Prosopis alata* var. *lamaro* obtuvo un 35% cobertura y una receptividad de 2.21 hectárea/Equivalente cabra. En Zampal, se registró un 42 % de cobertura de *Atriplex undulata* y la receptividad fue de 1.80 hectárea/Equivalente cabra.

Conclusiones: El procesamiento digital realizado fue adecuado para el objetivo del estudio y permitió reconocer, caracterizar y mapear dos comunidades forrajeras. La riqueza de especies fue baja existiendo un predominio de plantas arbustivas y leñosas, esto limita la ganadería de la zona.

PALABRAS CLAVES

Cobertura vegetal, pastizal natural, zonas áridas.

INTRODUCCIÓN

Los pastizales naturales de zonas áridas cubren, aproximadamente, el 40% de la superficie terrestre y producen alimentos para alrededor de una quinta parte de la población mundial (Reynold & Stafford Smith, 2002 citado por Conegliano, 2018). Estos sistemas son el sustento biofísico de una variedad de servicios ecosistémicos que han sido esenciales para el desarrollo de la población humana por miles de años (Reynolds & Stafford Smith, 2002). Entre los numerosos y variados servicios ecosistémicos, se destaca la provisión de biomasa forrajera para el desarrollo de la ganadería (Salas & Paruelo, 1997). En los pastizales naturales de zonas áridas y semiáridas, la ganadería extensiva se presenta como la práctica más frecuente (Conegliano, 2018). Cuando este tipo de ganadería se realiza con cargas animales superiores a las admitidas por el sistema o con un inapropiado manejo del pastoreo, provoca la degradación del pastizal natural (Blanco & Biurru, 2005).

Según Cabido *et al.* (1994), los pastizales de zonas áridas presentan una recuperación más lenta, en comparación con sus análogos de zonas húmedas. En base a esto es menester considerar al pastizal natural como sistemas ecológicos más frágiles y susceptibles a las perturbaciones, por lo cual compatibilizar los sistemas de producción con la conservación del mismo, es un aspecto clave para el desarrollo de la ganadería en las zonas áridas y semiáridas (Vera *et al.*, 2003). En ese sentido y como paso inicial para evitar la degradación del pastizal, es necesario contar con una detallada caracterización de las especies forrajeras y una completa evaluación del estado de conservación (Dalmasso *et al.*, 2018).

En las últimas décadas los sensores remotos fueron valiosos auxiliares para el estudio de los sistemas naturales. El uso más frecuente de estas herramientas ha sido la caracterización estructural del paisaje. En estos casos, un atributo de la superficie terrestre (por ej. un tipo dado de cobertura) se relaciona con un comportamiento espectral determinado sin conocer los mecanismos del vínculo (Paruelo, 2008). Una de las técnicas frecuentemente empleada para el estudio de los tipos de cobertura vegetal, es la clasificación digital. Los métodos de clasificación no supervisados son una alternativa útil para el análisis de coberturas vegetales mediante el reconocimiento de patrones espectrales de manera autónoma e interactiva, sin

la necesidad de un estricto conocimiento del sitio de estudio (Richards & Jia, 2006; Chuvieco, 2006). Sin embargo, la clasificación de una imagen para obtener clases discretas de cobertura del suelo, puede resultar en una pérdida importante de información. Además, otra dificultad que presenta este método, está relacionado a la definición de límites entre diferentes tipos de cobertura (Richards & Jia, 2006; Campos *et al.*, 2018). Por tal motivo el relevamiento de la vegetación a partir del trabajo de campo resulta ser de gran importancia para la correcta identificación y caracterización de las comunidades vegetales (Adarvez *et al.*, 2016).

La aplicación de datos espaciales al estudio de la vegetación de zonas áridas presenta, además otra complejidad. Muchos de los índices de vegetación derivados del procesamiento de imágenes satelitales, especialmente los que se obtienen de la diferencia entre las bandas que corresponden al rojo e infrarrojo cercano y visible, son buenos estimadores de la vegetación en estado verde, vigoroso y con elevados porcentajes de cobertura. Sin embargo, estos mismos índices han demostrado tener un éxito limitado en la medición de vegetación senescentes y con superficie foliar reducida o ausente como la que se encuentra en los desiertos (Goirán *et al.*, 2012; Campos *et al.*, 2018; Bertiller *et al.*, 2004). Del mismo modo que en otros desiertos del mundo, la vegetación de la región del Monte se organiza como un mosaico de dos fases: una fase provista de vegetación con elevada cobertura, donde se destaca un estrato arbustivo (con especies del género *Larrea*) con emergentes arbóreos (con especies del género *Prosopis*), y una fase donde la cobertura vegetal es baja o nula (Bisigato *et al.*, 2009). Por otra parte, la mayoría de la vegetación del desierto del Monte tiene un área foliar pequeña y tejidos no fotosintéticos durante períodos prolongados, por lo tanto, los índices de vegetación más comúnmente usados (por ejemplo, NDVI) no son apropiados para mapear o cuantificar la cantidad de biomasa verde (Goirán *et al.*, 2012; Campos *et al.*, 2018).

La provincia de San Juan geográficamente se ubica dentro de las zonas áridas y semiáridas zonas y tiene una superficie de 92,000 km², de las cuales las 2/3 partes está ocupada por cordones montañoso (Suvires & Luna, 2008). A causa del régimen pluvial, en San Juan la agricultura solo es posible con el aporte de agua de riego durante todo el ciclo biológico de los cultivos. La superficie agrícola es

R. Tapia *et al.* - Teledetección aplicada al estudio de comunidades forrajeras del árido

102,688 ha, de las cuales 89,118 son regadas con agua distribuida por la red de riego y las 13,700 ha restantes solo con agua subterránea (Miranda, 2015). El resto de la superficie, 29.639.79 ha, si bien tiene potencial para el desarrollo de la agricultura, la falta de agua limita dicha actividad, por lo cual un buen porcentaje de esta superficie es destinada a la ganadería.

En el caso particular de la zona de estudio, la explotación ganadera es de tipo extensiva, caprina principalmente y abierta, en cuanto al uso y tenencia de la tierra. Los sistemas de producción caprinos cumplen una importante función en la economía local de los ambientes áridos (Martinelli & Martínez Carretero, 2014). En estos sistemas la alimentación del ganado depende de la vegetación natural, especialmente los arbustos que conservan el follaje por más tiempo, haciendo disponibles nutrientes en las épocas del bache forrajero (invierno y comienzos de la primavera). Según Bregaglio *et al.* (1999) y Karlin *et al.* (2012), en la época de bache forrajero y para el caso de los caprinos, el 80% de la dieta se constituye de forraje de leñosas. Estas plantas son menos afectadas por las fluctuaciones de las precipitaciones, manteniendo los nutrientes en vástagos y yemas apicales disponibles para los animales.

El registro bibliográfico permitió reconocer, en la provincia, la existencia de trabajos (Martinelli, 2009; Martinelli & Martínez Carretero, 2014) orientados a caracterizar, mediante el uso de imágenes satelitales, comunidades de interés forrajero. Sin embargo, estos antecedentes describen la realidad del sector noreste de la provincia, siendo escasos o nulos los estudios en el sureste de San Juan. Por tal motivo, el presente trabajo pretende identificar, caracterizar y mapear, sobre la base de datos satelitales y trabajo de campo, las comunidades forrajeras presentes en un sector del sureste de San Juan, aportando, de este modo, información sólida para el manejo adecuado del pastizal natural de esta área de la provincia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la localidad de Punta del Agua, departamento 25 de Mayo, provincia de San Juan, Argentina (Fig. 1). El área de estudio se ubica en el sector hípérico del desierto del Monte.

La precipitación media anual es de 85 mm y la temperatura media anual es de 22 °C (Poblete & Minetti, 1999). El sitio pertenece al sector distal de la cuenca del Tulum, donde predominan depósitos cuaternarios de llanura fluvial, muchos de ellos de texturas finas, por haber sido acumulados en meandros y cauces abandonados del río San Juan. También existe un apreciable aporte de arenas y limos eólicos, así como de depósitos lagunares, consistentes principalmente en arenas finas y limos (Zambrano & Suvires, 1987). La vegetación es xerófila debido a la baja precipitación y las altas temperaturas, con una cobertura heterogénea que oscila entre el 5 y el 80% (Márquez *et al.*, 2005).

Adquisición y pre-procesamiento de la imagen satelital

Se utilizó una imagen Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) de 30 m de resolución espacial. La imagen fue calibrada radiométricamente mediante el complemento “top of atmosphere reflectance” (TOA) del programa QGIS v 2.18.20, que consiste en la conversión de los niveles digitales a valores de radiancia y posteriormente de reflectancia (32 bits), considerando los coeficientes de calibración disponibles para el satélite y las fechas utilizadas (Chander *et al.*, 2009; Czaplá-Myers *et al.*, 2015).

Selección de fecha

Se trabajó sobre una imagen de marzo del año 2017. La selección de la fecha se realizó en función de la dinámica estacional de la vegetación en los sistemas áridos (Villagra *et al.*, 2011). La cobertura vegetal en estos sistemas, se relaciona positivamente con la pluviometría, de modo tal que la máxima cobertura se presenta en la estación estival en la cual, también, se observan los mayores registros pluviométricos (Goirán *et al.*, 2012; Campos *et al.*, 2018).

Aplicación de realces espectrales

A raíz de las características de la vegetación del desierto del Monte y las limitaciones de las técnicas tradicionales de teledetección, antes mencionadas, se generaron variables indicadoras de vegetación, sustrato y relieve. Para ello se realizó la transformación tasseled cap, la cual combina linealmente las bandas no termales de Landsat 8 y genera tres nuevas bandas o imágenes que brindan información referida a suelo, agua y vegetación



Fig. 1. Zona de estudio.

(Kauth & Thomas, 1976; Chuvieco, 2006; Baig *et al.*, 2014). Estas tres nuevas bandas reciben el nombre de:

Índice de Brillantez de Suelo (IBS): la banda de brillantez refleja los cambios en la reflectividad total de la escena y permite discriminar el suelo desnudo.

Índice Verde (IV): indica el contraste entre las bandas visibles y el infrarrojo próximo, y permite determinar la presencia de cobertura vegetal, vegetación vigorosa, cultivos y áreas urbanizadas.

Índice de Humedad (IH): esta banda está vinculada con la banda de infrarrojo medio, en la que se manifiesta con mayor claridad la absorción del agua, por lo que se puede discriminar cursos o cuerpos de agua y áreas con mayor contenido de humedad.

Clasificación digital

Se realizó una clasificación no supervisada mediante el algoritmo de agrupamiento kmeans (Clusterización) con el software QGIS versión 2.18.20 de libre acceso. Tomando como base el comportamiento de la vegetación arriba descrita y los antecedentes de la zona (Martinelli, 2009;

Martinelli & Martínez Carretero, 2014), se seleccionó para la clasificación digital la variable Índice de Brillantez de Suelo (IBS).

Se evaluaron las clases asignadas mediante un análisis de separabilidad y en caso de presentarse superposición, se eliminó aquella clase con mayor valor de dispersión. Para ello, se empleó como algoritmo la distancia euclidiana, la cual resulta particularmente útil para la evaluación de los resultados obtenidos mediante la clasificación de distancia mínima. Para este caso, la distancia es definida como:

$$d(x, y) = \sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}$$

donde:

x = primer vector de firma espectral.

y = segundo vector de firma espectral.

n = número de bandas de la imagen.

La distancia euclidiana es 0 cuando las firmas son idénticas y se incrementa según aumenta la distancia espectral entre las firmas.

Evaluación de la clasificación digital

Para ser considerada como válida, toda clasificación debe ser sometida a un riguroso proceso de evaluación. En ese sentido, cabe destacar que uno de los métodos más usados para estimar la precisión, es el análisis de la matriz de confusión. Ésta es un arreglo cuadrado de números dispuestos en filas y columnas que expresan el número de muestras asignadas a una categoría particular relativa a una verificada en el campo. La matriz de error describe la precisión total y las precisiones individuales de cada categoría y es un medio muy efectivo para evaluar la exactitud de un mapa (Congalton, 1991). La precisión total es la suma de la diagonal mayor de la matriz (las muestras correctamente clasificadas) dividida por el número total de las muestras de referencia. La precisión del productor se refiere al número de muestras correctamente clasificadas en una categoría dividido por el número total de las muestras de referencia. La precisión del usuario hace referencia al número de muestras correctamente clasificadas en una categoría, dividido por el número total de las muestras clasificadas en esa categoría.

Para el presente trabajo, la precisión de la clasificación fue evaluada en dos etapas. Durante la primera se asignaron, con apoyo del software SAGA GIS 2.3.2, los puntos de control para cada una de las clases. De forma aleatoria, se distribuyeron un total de 40 puntos por cada una de las clases obtenidas. La segunda etapa consistió en el cálculo y evaluación de la matriz de error, mediante el uso del software SAGA GIS 2.3.2.

En cuanto al criterio para evaluar la calidad de los resultados obtenidos, se asume el desarrollado por Congalton & Green (1999), quienes definen como clasificación *aceptable*, a aquella que presenta valores entre el 40 y el 80%, clasificación *pobre* cuya precisión toma valores menores a 40% y *excelente* cuando la precisión está por encima del 80%.

Finalmente, para tomar los elementos fuera de la diagonal de la matriz y dar cuenta de la contribución del azar, se calculó el coeficiente Kappa (Rosenfield & Fitzpatrick-Lins, 1986). En ese sentido, Congalton & Green (1999) sugieren que un $K=0,60$ (Índice Kappa) representa el límite de aceptación de la clasificación.

Trabajo de campo

El trabajo de campo se realizó en marzo de 2017 y se registraron las variables: cobertura vegetal

promedio, cobertura promedio de mantillo; riqueza florística y porcentaje de suelo sin cobertura (suelo desnudo). Finalmente, con el promedio de los datos recolectados se estimó la receptividad ganadera de las comunidades forrajeras. Se empleó el método Point Quadrat modificado (Passera *et al.*, 1983) por ser expeditivo y permitir el seguimiento de las pasturas en el tiempo. Si bien, existen diversos métodos para estimar la biomasa y la receptividad ganadera, ninguno puede ser utilizado a priori como método de referencia (Golluscio *et al.*, 2009). La selección del método guarda relación con el objetivo del trabajo y las características del sistema a estudiar. El Point Quadrat es un método que, adaptado a las características del ecosistema, arroja resultados fiables y precisos. Se basa en registrar, a lo largo de una transecta, el número de contactos y relacionar los mismos con la productividad del pastizal (Dalmasso *et al.*, 2018). En este punto, resulta importante aclarar que el método seleccionado para este trabajo, no cuantifica de forma directa la biomasa del pastizal, si no que realiza una estimación indirecta de la productividad forrajera mediante el número total de contactos.

Para cada comunidad vegetal, se realizaron un total de 15 ($n=15$) transectas lineales de 50 metros de longitud dispuestas al azar, completándose así un $n=30$ para todo el trabajo. Para estimar el tamaño de la muestra se empleó la expresión matemática propuesta por Mostacedo & Fredericksen (2000), mientras que la longitud de las transectas fue determinada tomando como base el trabajo de Maldonado *et al.* (2004).

Relación entre los niveles de información

Para estimar la relación entre los índices obtenidos del procesamiento satelital y la información generada en el trabajo de campo, se empleó una regresión simple. Además, sobre la base de una regresión paso a paso, se estimó la relación entre las firmas espectrales y los valores de cobertura (Bertiller *et al.*, 2004).

RESULTADOS

El procesamiento digital de la imagen y el trabajo de campo, permitieron reconocer y caracterizar dos comunidades de interés forrajero: Lamaral (comunidad dominada por *Prosopis alpataco*

var. *lamaro*) y Zampal (comunidad dominada por *Atriplex undulata*). En la Tabla 1 se presentan, para cada comunidad, datos de cobertura promedio de la especie dominante, receptividad ganadera y superficie ocupada. Por otro lado, la Fig. 2 muestra la cobertura específica; mientras que en la Tabla 2 se presenta la riqueza florística registrada en cada una de las comunidades forrajeras. Al analizar los datos se observa que, en comparación con Lamaral, Zampal registró el mayor valor de cobertura y el menor valor de receptividad ganadera. Respecto de la riqueza florística, los resultados obtenidos muestran que la comunidad Lamaral presentó

un total de 6 especies pertenecientes a 5 familias posicionándose de este modo como la unidad vegetal de mayor riqueza (Tabla 2). Por otra parte, de los resultados también se desprende que, si bien en ambas comunidades el suelo desnudo fue un elemento importante, la comunidad Lamaral registró el mayor valor (Fig. 2).

Determinación de clases de cobertura

A partir de la clasificación no supervisada se establecieron 3 clases de coberturas de suelo: cobertura vegetal mayor a 50% (clase 1), cobertura vegetal entre 20 y 50% (clase 2), cobertura vegetal

Tabla 1. Caracterización de las comunidades forrajeras identificadas. Ha/EC: hectáreas Equivalente cabras.

Comunidad forrajera	Superficie (hectareas)	Especie dominante	Cobertura(%)	Receptividad ganadera (Ha/EC)
Lamaral	122	<i>Prosopis alptaco var. lamaro</i>	35	2,21
Zampal	130	<i>Atriplex undulata</i>	42	1,8

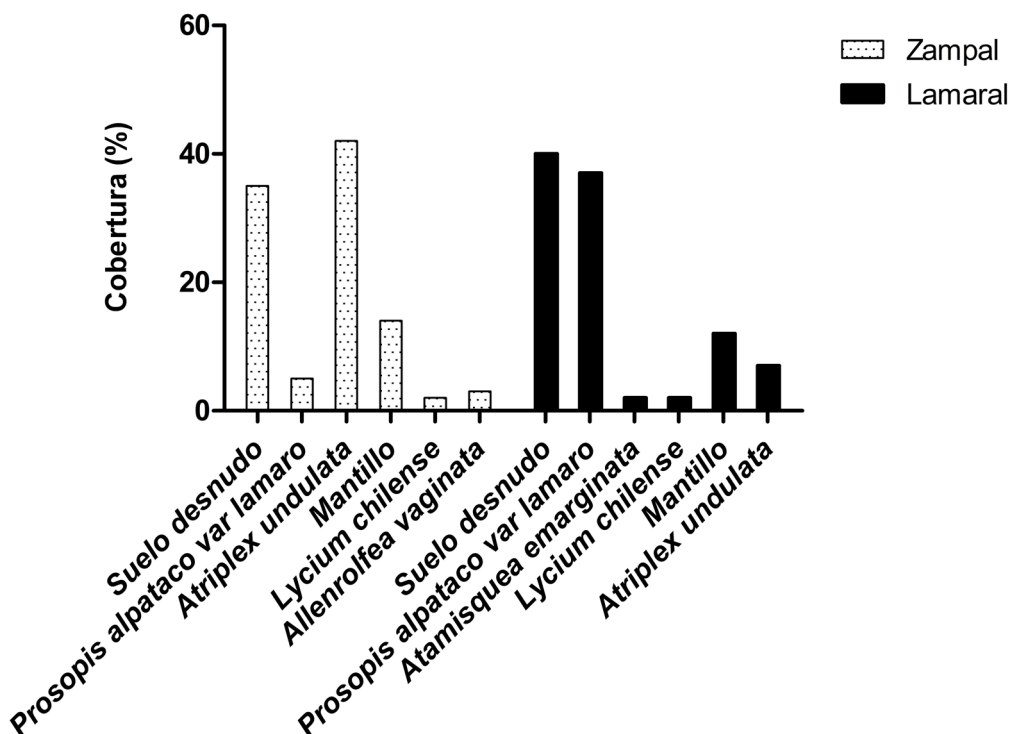


Fig. 2. Cobertura vegetal específica en las comunidades forrajeras identificadas.

Tabla 2. Riqueza de especies por comunidad forrajera.

Comunidad Forrajera	Especies	Familia
Zampal	<i>Atriplex undulata</i>	Chenopodiaceae
	<i>Prosopis alata</i> var. <i>lamaro</i>	Fabaceae
	<i>Lycium chilense</i> var. <i>chilense</i>	Solanaceae
	<i>Allenrolfea vaginata</i>	Chenopodiaceae
Lamaral	<i>Prosopis alata</i> var. <i>lamaro</i>	Fabaceae
	<i>Atamisquea emarginata</i>	Capparaceae
	<i>Lycium chilense</i>	Solanaceae
	<i>Atriplex undulata</i>	Chenopodiaceae
	<i>Tephrocactus articulatus</i>	Cactaceae
	<i>Prosopis flexuosa</i>	Fabaceae

menor a 20% (clase 3). La Fig. 3 muestra la distribución espacial de las clases, mientras que en la Tabla 3 se describen sus características principales.

La clase 1 se corresponde con la máxima cobertura vegetal. Se observa que la misma se asocia

a las formas regulares del terreno, indicadores de parcelas de cultivos, así como al cauce natural del río San Juan. La vegetación natural es de tipo riparia destacándose especies como *Tessaria absinthioides*, *Baccharis salicifolia*, *Cynodon dactylon*, *Typha dominguensis*. Por su parte, en

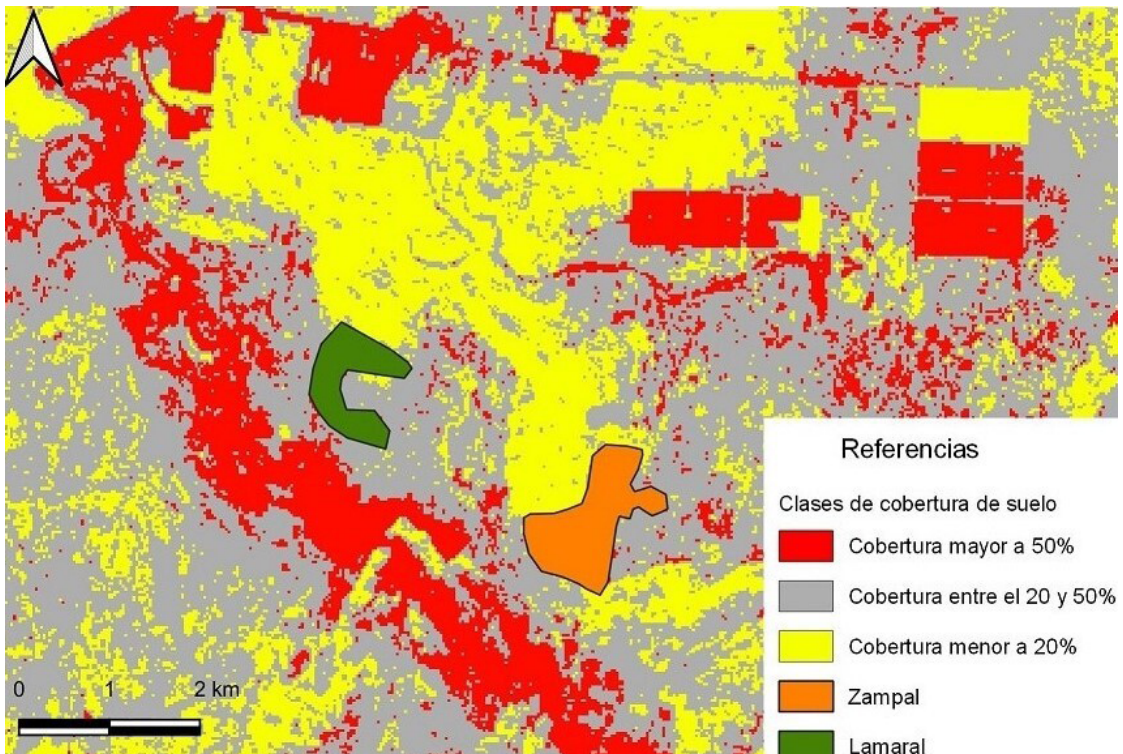


Fig. 3. Clasificación no supervisada kmeans de la variable Índice de Brillantez de Suelo.

Tabla 3. Descripción sintética de las clases de cobertura de suelo determinadas. C>50%: cobertura superior a 50 %. 20<C<50%: cobertura superior a 20 e inferior a 50%. C<20%: cobertura inferior a 20%.

Clase	Características generales
Clase 1. Color Rojo (C>50%)	Pertencen a esta clase aquellas áreas donde el suelo presenta una cobertura por encima al 50 %. Esta clase espectral se asocia, por un lado, a sitios de cultivos vid (<i>Vitis vinifera</i>), Pistacho (<i>Pistacia vera</i>) y cultivos hortícolas y, por otro lado, a vegetación riparia siendo <i>Typha domingensis</i> , <i>Tessaria absinthioides</i> y <i>Baccharis salicifolia</i> las principales especies.
Clase 2. Color Gris (20<C<50%)	En esta clase se encuentran los píxeles donde la cobertura vegetal toma valores comprendidos entre 20 y 50 %. Predomina el estrato arbustivo, con especies tales como <i>Atriplex undulata</i> , <i>Prosopis alpataco</i> , <i>Lycium chilense</i> , <i>Atamisquea emarginata</i> . El estrato herbáceo se encuentra escasamente representado y como especie más frecuente aparece <i>Leptochloa crinita</i> . El estrato arbóreo, en comparación con la clase 3, toma mayor importancia siendo <i>Prosopis flexuosa</i> la especie de mayor frecuencia.
Clase 3. Color Amarillo (C<20%)	Esta clase espectral incluye los sitios en los que existe un predominio de suelo desnudo cuyo valor promedio es de 48%. El estrato arbustivo es la fisonomía representativa. Entre las especies se destaca: <i>Lycium chilense</i> , <i>Atamisquea emarginata</i> , <i>Atriplex undulata</i> . Tanto el estrato herbáceo como el arboreo son inexistentes.

las parcelas de cultivo, que se corresponden a agroecosistemas, las especies dominantes fueron *Vitis vinifera* y *Pistacia vera*, principalmente. El análisis de la transformación tasseled cap mostró que esta clase obtuvo los valores más altos de índice verde (0.2) e índice de humedad (0.01), lo que podría indicar la presencia de vegetación agrupada y con altos porcentajes de cobertura (Fig. 4).

Las clases 2 y 3 se corresponden con aquellas áreas donde se registró un predominio de vegetación nativa. La clase 2, donde se ubican las comunidades vegetales estudiadas, se caracteriza por presentar un estrato arbustivo denso y dominante con aislados emergentes arbóreos. En estos sitios la riqueza florística es baja (Tabla 2) siendo *A. undulata* y *P. alpataco* var. *lamaro* las especies más frecuentes y

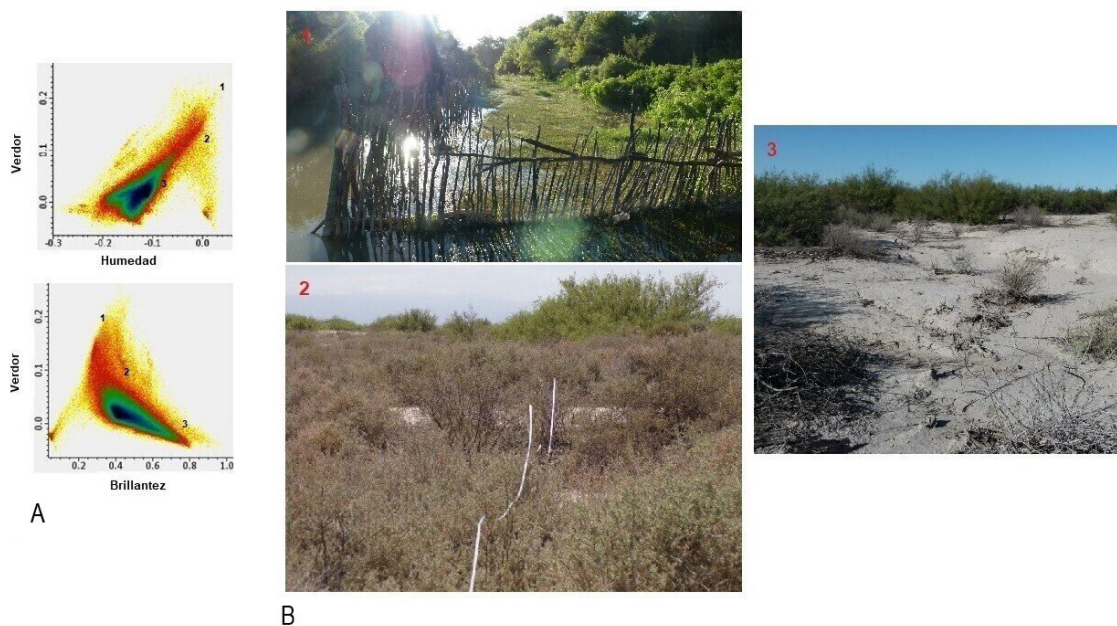


Fig. 4. A. Gráfico de dispersión producto de la transformación tasseled cap. Los números indican las clases obtenidas. B. Sitios del terreno donde se ubican las clases informacionales.

de mayor cobertura. El estrato arbóreo es dominado por *Prosopis flexuosa* y se encuentra reducido y circunscripto a los sitios donde las condiciones edáficas e hídricas lo permiten.

A partir del análisis de la transformación *tasseled cap* se observa que en la comunidad Zampal, tanto el índice verde como el de humedad fueron sensiblemente más elevados (Tabla 4). Respecto del índice de brillantez de suelo, los resultados indican que el mayor valor se registró en la comunidad Lamaral. Finalmente, si bien se observan que ambos tipos de comunidades muestran un ajuste significativo, los datos muestran que la comunidad Zampal obtuvo un mayor grado de ajuste, lo que pone de manifiesto una mayor coherencia entre los datos de detección remota y los registros de campo (Tabla 4).

En la clase 3 el elemento característico es el suelo desnudo. En esta clase, la vegetación pertenece exclusivamente al estrato arbustivo, siendo el arbóreo y herbáceo inexistentes. Respecto de la transformación *tasseled cap*, en la Fig. 4 se observa que esta clase registra los valores más elevados de índice de brillantez de suelo y los valores más bajos de índice de humedad e índice verde. Estos resultados refuerzan los registros de campo, los

cuales arrojaron para esta clase informacional, los valores más elevados de suelo desnudo.

Evaluación de la clasificación

La Tabla 5 muestra la matriz de error, donde se presentan los porcentajes de precisión del usuario y del productor para cada una de las clases obtenidas. En términos generales, se observa que la clase 1 fue la mejor clasificada mientras que las clases 2 y 3 obtuvieron el mismo porcentaje de precisión. La matriz también advierte que tanto la precisión del productor como la del usuario fueron mayores para la clase 1; mientras que la clase 3 fue la que obtuvo el menor valor de precisión de usuario (Tabla 5). Esto último probablemente se deba a la dificultad del algoritmo kmeans para discriminar las diferentes respuestas espectrales provenientes del suelo con baja o nula cobertura vegetal.

DISCUSIÓN

En el presente trabajo se identificaron y caracterizaron, sobre la base del uso de herramientas de teledetección y trabajo de campo, comunidades vegetales forrajeras del secano de San Juan. El

Tabla 4. Relación entre la cobertura de especies arbustivas forrajeras y los índices de suelo, Vegetación y humedad. IBS (Índice de Brillantez de Suelo); IV (Índice Verde); IH (Índice de Humedad).

Comunidad vegetal	Clase	Cobertura específica	IH	IBS	IV	r ²	p
Zampal	2	42	0,015	0,39	0,15	0,7	0,04
Lamaral	2	35	0,01	0,45	0,1	0,5	0,05

Tabla 5. Matriz de confusión para la clasificación obtenida.

Precisión general : (92/120)= 76,6%					Coeficiente Kappa= 0,6500	
Valores reales (Píxeles)					Precisión Productor (%)	Precisión Usuario (%)
	Clases	Clase 1	Clase 2	Clase 3		
Sin clasificar	0	0	0	0		
Clase 1	32	0	1	33	80	96,97
Clase 2	0	30	9	39	75	76,92
Clase 3	8	10	30	48	75	74,5
Total	40	40	40	120		

uso de datos espaciales para la evaluación de estado y el monitoreo de pastizales naturales, es una práctica frecuentemente empleada (Blanco & Biurrun., 2005; Blanco *et al.*, 2008; Blanco *et al.*, 2009; Zerda & Tiedemann, 2010) obteniéndose, en la mayoría de los casos, exitosos resultados. Sin embargo, es importante reconocer que, dada las características de la vegetación de zonas áridas, muchos de los productos derivados del procesamiento de imágenes satelitales presentan limitaciones y su uso puede conducir a resultados distantes de la realidad. En ese sentido la selección de procesamientos (índice de vegetación ajustado al suelo, transformación tasseled cap) es clave para alcanzar resultados fiables (Campos *et al.*, 2018). En obediencia a esto el conjunto de procesamientos empleados en el presente trabajo, resultó adecuado y permitió alcanzar una correcta caracterización del pastizal natural. En particular, se destaca la transformación tasseld cap como herramienta de síntesis y correcta expresión de la realidad de las comunidades forrajeras estudiadas. Esto último concuerda con lo reportado por Martinelli, (2009) para comunidades forrajeras del norte de la provincia.

El procesamiento de imágenes permitió obtener 3 clases de cobertura de suelo. La de mayor cobertura corresponde a la zona del agroecosistema del valle de Tulum, principal polo productivo de la provincia. Allí la cobertura del suelo toma valores superiores al 50 % y está dominada por cultivos de vid, pistacho y variadas hortalizas.

La vegetación natural se agrupa en dos clases de cobertura. La primera de ella (clase 3), con predominio de suelo desnudo, mientras que en la segunda (clase 2) se ubican las comunidades vegetales con interés forrajero. En esta última clase, se registró un predominio de dos especies arbustivas *A. undulata* y *P. alpataco* var. *lamaro*, lo cual coincide con lo encontrado por Martinelli *et al.* (2017). El alto porcentaje de suelo desnudo, así como el escaso número de especies registradas, podría estar relacionado al estado de degradación del pastizal natural. En ese sentido Scaglia *et al.* (2018) evaluó el estado de los pastizales naturales en sitios degradados en el sur-este de la provincia de San Juan. Reporto que existen diferencias tanto en la composición florística, productividad del pastizal y porcentaje de suelo desnudo entre los distintos pastizales evaluados. En los sitios más degradados

encontraron que la composición florística fue menor y el porcentaje de suelo desnudo fue mayor.

Según Chuvieco (2006), el valor de precisión total de una clasificación es un indicador robusto de su validez. En ese sentido la clasificación obtenida y por lo tanto la caracterización de ella derivada, gozan de una buena precisión (76%) y puede ser empleada como insumo para el monitoreo del pastizal natural aquí estudiado.

CONCLUSIONES

El presente estudio permitió reconocer y mapear dos comunidades de interés forrajero. En ellas la riqueza de especies forrajera fue baja, existiendo un predominio de plantas arbustivas y leñosas. Esto último limita la actividad ganadera, ya que restringe la carga animal y el tipo de ganado capaz de aprovechar la oferta forrajera predominante. La composición de la vegetación (fisonomía y estructura) de los ecosistemas áridos, limita el uso de los datos espaciales. En ese sentido, la selección de la fecha y tipo de procesamiento resulta ser una etapa clave. Para el presente trabajo la transformación tasseld cap y la clasificación kmeans aportaron la información necesaria y suficiente para obtener los resultados que mejor describen la realidad del terreno.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Todos los autores han realizado conjuntamente y a partes iguales la colecta de datos, su interpretación y redacción del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- ADARVEZ, S., M. ONTIVEROS, S.M. GIANNONI, C. BORGHI & S. TORRELLA. 2016. *Identificación y distribución de unidades ambientales en un área protegida (Ischigualasto) perteneciente a la región hiper árida del desierto del monte*. XVII Simposio Internacional SELPER.
- BAIG, M.H.A., L. ZHANG, T. SHUAI & T. QINGXI. 2014. Derivation of a tasseled cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance. *Rem. Sens. Letter* 5: 423-431.
<http://dx.doi.org/10.1080/2150704X.2014.915434>

R. Tapia *et al.* - Teledetección aplicada al estudio de comunidades forrajeras del árido

- BERTILLER, M.B., A. BISIGATO, A. CARRERA & H.F. DEL VALLE. 2004. Estructura de la vegetación y funcionamiento de los ecosistemas del Monte Chubutense. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 39: 139 - 158.
- BISIGATO, A.J., P.E. VILLAGRA, J.O. ARES & B.E. ROSSI. 2009. Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: A multi-scale approach linking patterns and processes. *J. Arid Environ.* 73: 182-191. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.09.001>
- BLANCO, L. & F. BIURRUN. 2005. *Niveles de degradación de la vegetación del Chaco árido. Una Aproximación cuantitativa a partir de imágenes satelitales.* Serie de publicaciones del área de investigaciones del INTA 1-12pp. Ediciones INTA. Buenos Aires.
- BLANCO, L., M. AGUILERA, M. PARUELO & F. BIURRUN. 2008. Grazing effect on NDVI across an aridity gradient in Argentina. *J. Arid. Environ.* 2: 764-776. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.10.003>
- BLANCO, L., C. FERRENDO & F. BIURRUN. 2009. Remote Sensing of Spatial and Temporal Vegetation Patterns in Two Grazing Systems. *Rangel. Ecol. Managem.* 62:445-451. <https://doi.org/10.2111/08-213.1>
- BREGAGLIO, M., U. KARLIN & R. COIRINI. 1999. Respuesta de especies arbustivas forrajeras a tratamientos de desmonte selectivo en el Chaco Árido, Argentina. *Multequina* 8: 101-109.
- CABIDO, A. L., A. MANZUR, L. CARRANZA & C. GONZALEZ ALBARRACIN. 1994. La vegetación y el medio físico del Chaco Árido en la provincia de Córdoba, Argentina Central. *Phytocoenologia* 24:423-460. <https://doi.org/10.1127/phyto/24/1994/423>
- CAMPOS, V.E., M.G. GATICA, F. CAPPÀ, S. GIANNONIA & C. CAMPOS. 2018. Remote sensing data to assess compositional and structural indicators in dry Woodland. *Ecol. Indicators* 88: 63-70. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.032>
- CONEGLIANO, O. 2018. *Comportamiento en pastoreo del ganado bovino criollo argentino y aberdeen angus ecotipo riojano, en pastizales naturales del Chaco Árido.* Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Mar de Plata, Argentina.
- CONGALTON, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing Environm.* 37: 35-46. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)
- CONGALTON, R.G., K. GREEN. 1999. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices.* 3ra ed. Boca Raton, Minnesota. USA.
- CZAPLA-MYERS, J., J. MCCORKEL, N. ANDERSON, K. THOME, S. BIGGAR, D. HELDER, D. ARON, L. LEIGH & N. MISHRA. 2015. The Ground-Based Absolute Radiometric Calibration of Landsat 8 OLI. *Remote Sensing* 7: 600-626. <https://doi.org/10.3390/rs70100600>
- CHANDER, G., B. MARKHAM & D. HELDER. 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+ and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing Environm.* 113: 893-903. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.007>
- CHUVIECO, E. 2006. *Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el Espacio.* 2ª edición. Editorial Ariel S.A. Barcelona. España.
- DALMASSO, A., J. MÁRQUEZ, A.L. NAVAS, M.A. MORATTA, L. GORDILLO & E. SALOMÓN. 2018. *Las Principales pasturas del secano cuyano.* Ediciones UNSJ, San Juan.
- GOIRÁN, S.B., J.N. ARANIBAR & M.L. GOMEZ. 2012. Heterogeneous spatial distribution of traditional livestock settlements and their effects on vegetation cover in arid groundwater coupled ecosystems in the Monte Desert Argentina. *J. Arid Environm.* 87: 188-197. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.07.011>
- GOLLUSCIO, R., H. BOTTARO, D. RODANO, M.F. GARBULSKY, S. BOBADILLA, O. BURATOVICH & M. VILLA. 2009. Divergencias en la estimación de receptividad ganadera en el noreste de la Patagonia: diferencias conceptuales y consecuencias prácticas. *Ecol. Austral.* 19:3-18
- KARLIN, M. S., E. V. BUFFA, U. KARLIN, M.A. CONTRERAS, R. COIRINI & E.J. RUIZ POSSE. 2012. Relaciones entre propiedades de suelo, comunidades vegetales y receptividad ganadera en ambientes salinos (Salinas Grandes, Catamarca, Argentina). *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 8: 30-45.
- KAUTH, R. J. & G.S. THOMAS. 1976. The tasseled cap a graphic description of the spectral temporal development of agricultural crops as seen in Landsat. In: Proceedings on the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data. Purdue, pp. 41-51.
- MALDONADO, F., V. CARVALHO, C. DE SOUS, M. MARTINELLI, J. PINHEIRO & F. FERNANDES DO SANTOS. 2004. Determinación de la longitud de transecta para el relevamiento fisonómico estructural del semiárido para suministrar datos a las técnicas de percepción remota orbital. *Multequina* 13:01-14.

- MÁRQUEZ, J., E. MARTÍNEZ CARRETERO, A. DALMASSO, G. PASTRÁN & G. ORTIZ. 2005. Las áreas protegidas de la provincia de San Juan (Argentina) II. La vegetación del Parque Provincial de Ischigualasto. *Multequina* 14: 1-27.
- MARTINELLI, M. & E. MARTÍNEZ CARRETERO. 2014. Matorrales forrajeros en zonas áridas: indicadores de estado. *Multequina* 23: 29-40.
- MARTINELLI, M. 2009. *Caracterización de la degradación de tierras en sistemas productivos de zonas áridas, en Valle Fértil, noreste de San Juan, Argentina. Identificación de indicadores*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba.
- MARTINELLI, M., J. CARMONA CROCCO, R. TAPIA & M. GAVIORNO. 2017. *Comunidades forrajeras del Monte: aportes para pensar el manejo de la ganadería integrada en el bosque árido de San Juan (Argentina)*. 1º Encuentro nacional sobre periurbanos e interfases críticas, 2ª Reunión científica del PNNAT, Córdoba. Argentina.
- MIRANDA, O. 2015. El riego en la provincia de San Juan, Argentina: su dinámica institucional en los últimos dos siglos. *Agricultura, sociedad y desarrollo* 12: 385-408.
- MOSTACEDO, B. & T. FREDERICKSEN. 2000. *Manual de método básico de muestreo y análisis en ecología vegetal*. El País, Santa Cruz de la Sierra.
- PARUELO, J. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas*. 17:4-22.
- PASSERA, C., A. DALMASSO & O. BORSETTO. 1983. Método de Point Quadrat modificado. *Taller sobre arbustos forrajeros de zonas árida y semiárida* 135-152.
- POBLETE, A. & J. MINETTI. 1999. *Configuración espacial del clima de San Juan. Síntesis del Cuaternario de la Provincia de San Juan*. 11º Reunión de Campo del Cuaternario. INGENIO, Universidad Nacional de San Juan, San Juan.
- QGIS, EQUIPO DE DESARROLLO. 2017. Sistema de información geográfica de código abierto. Fundación Fuente Geoespacial. Versión 2.18.20. Disponible en: <https://qgis.org/es/site>
- REYNOLDS, J. & D.M. STAFFORD SMITH. 2002. *Do humans cause deserts?*. Dahlem Workshop Report 88. Berlin.
- RICHARDS, J. & X. JIA. 2006. *Remote Sensing Digital Image Analysis*. 4ta ed. Springer-Verlag, Berlin.
- ROSENFELD, G. H. & K. FITZPATRICK-LINS. 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Remote Sensing* 52: 223-227.
- SAGA GIS. 2017. System for Automated Geoscientific Analyses. Versión 2.3.2. Disponible en: <http://www.saga-gis.org/en/index.html>
- SALA, O. & J. PARUELO. 1997. Ecosystem services in grasslands. In: G. DAILY (ed). *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*, pp. 237-252 Island Press, California. EE.UU.
- SCAGLIA, J., J. CARNINO & C. MEGLIOLI. 2018. *Evaluación de pastizales en áreas degradadas de la localidad de Las Trancas - 25 de Mayo -San Juan*. VIII Congreso Nacional y IV Congreso del Mercosur de Pastizales Naturales. La Rioja. Argentina.
- SUVIRES, G. & P. LUNA. 2008. Unidades geomorfológicas ambientales del sur del oasis del Tulum, Andes Centrales de Argentina. *Multequina* 17: 109-128.
- VERA, G., L. BLANCO. & C.A. FERRANDO. 2003. *Relaciones entre la pobreza rural y el deterioro de los recursos forrajeros por prácticas ganaderas comunitarias en los Llanos de La Rioja*. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- VILLAGRA, P., C. GIORDANO, J. ALVAREZ, J. CAVAGNARO, A. GUEVARA, C. SARTOR, C. PASSERA & S. GRECO. 2011. Ser planta en el desierto: estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. *Ecol. Austral* 21: 29-42.
- ZAMBRANO, J.J. & G. SUVIRES. 1987. *La estructura superficial y profunda en el valle de Tulum, provincia de San Juan*. X Cong. Geol. Arg. TI. San Miguel de Tucumán. pp:11-19.
- ZERDA, R. & J. TIEDEMANN. 2010. Dinámica temporal del NDVI del bosque y pastizal natural en el Chaco Seco de la Provincia de Santiago del Estero, Argentina. *Revista Ambiència* 6: 13-24.