



Vulnerabilidad eco-ambiental y estrategias de manejo sustentable del territorio: el caso de la cuenca del río Sauce Grande (Argentina)¹

Andrea Soledad Brendel²; Federico Ferrelli³; María Cintia Piccolo⁴; Gerardo Miguel Perillo⁵

Recibido: 7 de marzo del 2019 / Enviado a evaluar: 1 de noviembre del 2019 / Aceptado: 15 de diciembre del 2020

Resumen. La evaluación de la vulnerabilidad eco-ambiental permite identificar patrones de uso de la tierra y establecer áreas o recursos en riesgo. El objetivo de este estudio es evaluar la vulnerabilidad eco-ambiental de la cuenca del río Sauce Grande (Argentina) a partir de la delimitación de las coberturas de suelo obtenidas de dos matrices: una resultante de un modelo de simulación espacial (escenario óptimo) y otra a campo (escenario in situ). La metodología incluyó el análisis de información climática, geomorfológica, topográfica, hídrica y edáfica, para realizar el primer modelo y obtención de firmas espectrales y procesamiento de imágenes Landsat para el segundo. La información resultante, permitió definir cinco áreas con diferente nivel de vulnerabilidad eco-ambiental. El nivel más frecuente fue el bajo (27,7 %), seguido del alto (22,5 %). Esta información permitió diseñar estrategias de manejo sustentable que estuvieron destinadas a reducir los impactos ambientales negativos y fomentar la permanencia de las actividades económicas locales y regionales.

Palabras clave: Coberturas del suelo; niveles de vulnerabilidad; modelo de simulación espacial; firmas espectrales; cuenca hidrográfica.

¹ El presente trabajo fue realizado en el marco del proyecto de investigación denominado: "Evaluación de los riesgos ambientales de la variabilidad climática sobre la cuenca media e inferior del río Sauce Grande". El mismo fue financiado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y la Universidad Nacional del Sur (UNS). Los autores agradecen al Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) por los datos climáticos cedidos.

² Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Bahía Blanca, Argentina. Universidad Nacional del Sur, Departamento de Agronomía, San Andrés Argentina.
E-mail: asbrendel@iado-conicet-gob.ar

³ Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Bahía Blanca, Argentina. Universidad Nacional del Sur, Departamento de Geografía y Turismo, Bahía Blanca, Argentina.

⁴ Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Bahía Blanca, Argentina. Universidad Nacional del Sur, Departamento de Geografía y Turismo, Bahía Blanca, Argentina.

⁵ Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Bahía Blanca, Argentina. Universidad Nacional del Sur, Departamento de Geología, Bahía Blanca, Argentina.

[en] Eco-environmental vulnerability and sustainable management strategies: the case of the Sauce Grande river basin (Argentina)

Abstract. The assessment of the eco-environmental vulnerability allows to identify land cover patterns and to establish risk areas. This research aims to assess the eco-environmental vulnerability of the Sauce Grande river basin (Argentina) from the delimitation of the land cover obtained from two matrices: one resulting from a spatial simulation model (optimal scenario), and another, derived from fieldwork (in situ scenario). The methodology included the analyses of climatic, geomorphologic, topographic, hydric and edaphic data in order to design a modeling land cover map. The in situ land cover map was the result of the obtention of spectral signatures and the digital processing of Landsat images. As a result, we identified five areas with different levels of eco-environmental vulnerability. The most common level was low (27.7 %), following by high (22.5 %). These analyses permitted to design sustainable management strategies orientated to reduce negative environmental impacts and motivate the permanence of local and regional economic activities.

Keywords: Land covers; vulnerability levels; spatial simulation model; spectral signatures; basin.

[fr] Vulnérabilité éco-environnementale et stratégies de gestion durable: le cas du bassin de la Sauce Grande (Argentina)

Résumé. L'évaluation de la vulnérabilité éco-environnementale permet d'identifier les caractéristiques de la couverture terrestre et d'établir des zones à risque. Cette recherche vise à évaluer la vulnérabilité éco-environnementale du bassin de la Sauce Grande (Argentine) à partir de la délimitation de la couverture végétale obtenue à partir de deux matrices: l'une issue d'un modèle de simulation spatiale (scénario optimal) et l'autre, dérivée du travail de terrain (scénario in situ). La méthodologie comprenait des analyses de données climatiques, géomorphologiques, topographiques, hydriques et édaphiques afin de concevoir une carte de modélisation de la couverture terrestre. La carte de la couverture terrestre in situ est le résultat de l'obtention de signatures spectrales et du traitement numérique d'images Landsat. En conséquence, nous avons identifié cinq zones présentant différents niveaux de vulnérabilité éco-environnementale. Le niveau le plus commun était faible (27,7 %), suivi par élevé (22,5 %). Ces analyses ont permis de concevoir des stratégies de gestion durable visant à réduire les impacts environnementaux négatifs et à motiver la permanence des activités économiques locales et régionales.

Mots clés: Couvertures terrestres; niveaux de vulnérabilité; modèle de simulation spatiale; signatures spectrales; bassin.

Cómo citar. Brendel, A.S., Ferrelli, F., Piccolo, M.C. y Perillo, G.M. (2020): Vulnerabilidad eco-ambiental y estrategias de manejo sustentable del territorio: el caso de la cuenca del río Sauce Grande (Argentina). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 40(2), 299-322.

Sumario. 1. Introducción. 2. Área de estudio. 3. Metodología. 3.1. Determinación de las coberturas del suelo a partir del modelo de simulación espacial. 3.2. Determinación de las coberturas del suelo *in situ*. 3.3. Evaluación y validación de los resultados: escenario óptimo vs. escenario *in situ*. 3.4. Categorización y delimitación de áreas vulnerables. 4. Resultados. 4.1. Vulnerabilidad eco-ambiental. 4.2. Estrategias de manejo sustentable del territorio. 5. Conclusión. 6. Referencias.

1. Introducción

Los usos del suelo orientados a producir bienes y servicios representan la alteración humana más significativa de los ecosistemas terrestres (Vitousek et al., 1997). Esta condición expone a los ambientes a mayor nivel de vulnerabilidad ecológica y ambiental (denominada eco-ambiental). Este concepto se refiere al nivel al cual un sistema es susceptible de afrontar los efectos adversos del cambio climático, incluyendo la variabilidad climática y los eventos extremos (IPCC, 2012). Este tipo de vulnerabilidad, se define y rige por cuatro factores: las características hidrometeorológicas, el tipo de suelo, las actividades humanas y las características topográficas (Nguyen et al., 2016).

El análisis y evaluación de la vulnerabilidad eco-ambiental permite identificar los patrones de uso del suelo y establecer áreas o recursos en riesgo. Además, permite definir las amenazas generadas por la disminución o pérdida de los recursos que comprometerán el desarrollo sostenible futuro (Shao et al., 2014). Esta problemática se acentúa en las regiones semiáridas, dado que son áreas expuestas a la alternancia de eventos secos y húmedos, como así también a una marcada variabilidad interanual de las precipitaciones (Aliaga et al., 2017). Este hecho genera la reducción en la productividad de los cultivos y de los recursos hídricos (Bohn et al., 2016).

Las cuencas hidrográficas son ecosistemas de gran importancia ambiental por su gran diversidad biológica, paisajística, cultural y prioritariamente por su capacidad de retención y regulación de agua (Smith y Olsen, 2010). Además, son sistemas complejos que involucran la relación de variables físicas, geomorfológicas, hidrográficas, climáticas y constituyen una unidad espacial para la planificación y gestión del territorio. Para determinar la vulnerabilidad eco-ambiental en estos espacios es importante considerar variables espaciales como la pendiente, la precipitación, los tipos de suelo, la hidrografía, el déficit y exceso hídrico, la productividad de los suelos, entre otras. En este aspecto adquieren relevancia los Sistemas de Información Geográfica (SIGs), dado que permiten inter-relacionar estas variables y generar modelos de simulación espacial que representen el escenario óptimo de las coberturas del suelo. Además, son una herramienta fundamental para el análisis y clasificación de las coberturas del suelo in situ como resultado del procesamiento digital de imágenes satelitales (Saleh et al., 2015). La importancia de diseñar un escenario ideal y contrastarlo con otro medido a campo recae en la posibilidad de identificar la situación ambiental, social y económica actual de un determinado espacio. A partir de entonces, se facilita el contexto necesario para enmarcar el diseño de las estrategias de desarrollo sostenible destinadas a mejorar y/o preservar la calidad ambiental y fomentar las actividades agropecuarias. Las mismas, deben considerar que los productores agropecuarios y la sociedad representarán los actores sociales decisivos en la planeación, ejecución, control y evaluación de las decisiones que se tomen sobre la cuenca (Martínez, 2015).

Se han realizado numerosos estudios basados en la evaluación de la vulnerabilidad eco-ambiental utilizando SIGs en cuencas hidrográficas del mundo (Shao et al., 2014;

Nguyen et al., 2016). En el caso particular de Argentina, se han desarrollado escasos trabajos sobre esta temática. Entre ellos, se destacan los desarrollados por Gaspari et al. (2011), Grondona et al. (2015) y Senisterra et al. (2015), quienes desarrollaron la evaluación de vulnerabilidad en un sector específico de la cuenca del río Sauce Grande, considerando sólo las coberturas del suelo medidas in situ. Por lo expuesto, el objetivo de este trabajo es evaluar la vulnerabilidad eco-ambiental de la cuenca del río Sauce Grande, localizada al sur de la Región Pampeana (Argentina). Para ello, se analizaron las coberturas del suelo obtenidas de dos matrices: una resultante de un modelo de simulación espacial (escenario óptimo) y otra de su delimitación a campo (escenario in situ). Los resultados obtenidos permitieron definir cinco áreas con diferente nivel de vulnerabilidad eco-ambiental y a partir de allí diseñar estrategias sustentables de manejo del territorio orientadas a preservar la calidad ambiental, reducir los impactos negativos sobre el ambiente y fomentar la permanencia de las actividades económicas locales y regionales.

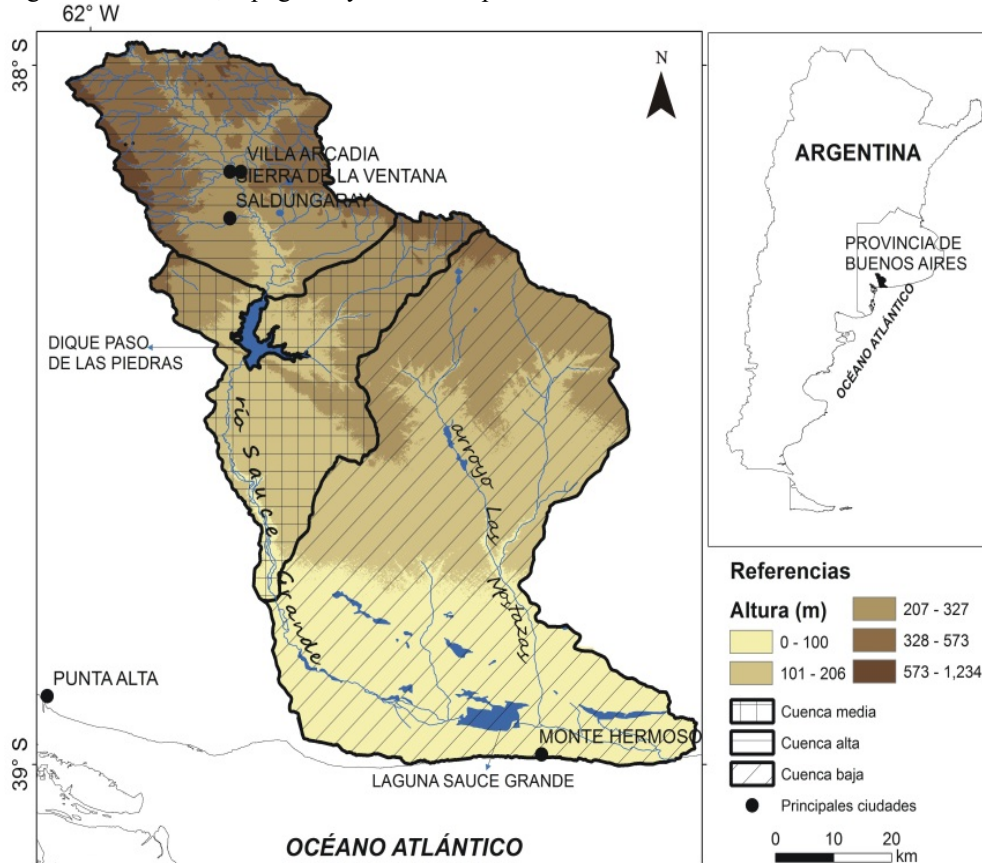
2. Área de estudio

El área de estudio es la cuenca del río Sauce Grande ($38^{\circ} 1' - 38^{\circ} 58' S - 62^{\circ} 3' - 61^{\circ} 6' W$), localizada en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina) (Figura 1). Esta cuenca posee un área de 4856 km², nace en el sistema serrano de Ventania (1243 msnm) y se prolonga en la llanura interserrana desembocando en el Océano Atlántico. Está formada por el río homónimo que es el principal afluente del dique Paso de las Piedras. Este último es el reservorio de agua para consumo humano más importante de la región debido a que abastece a más de 500.000 habitantes. A partir de allí, el río Sauce Grande drena sus aguas hasta la laguna Sauce Grande y prosigue hasta la unión con el arroyo Las Mostazas, que en conjunto desembocan en el Océano Atlántico (Figura 1).

El clima es semiárido-templado con una precipitación media anual de 750 mm en el norte y 560 mm en su extremo sur, concentrándose principalmente en primavera-verano. La temperatura media anual es 15,5 °C. Las sequías e inundaciones son frecuentes y constituyen uno de los fenómenos de mayor impacto sobre la actividad agrícola, la población y el ambiente (Brendel et al., 2017). La principal actividad económica es la agricultura de secano con rotación de cultivos y pastoreo de ganado en pastizales naturales o semi-naturales. El principal cultivo es el trigo, seguido de la cebada y avena. Desde el punto de vista geomorfológico y edáfico, la cuenca presenta tres unidades geomorfológicas: afloramiento rocoso al norte, la llanura al centro y los médanos al sur. Los suelos ricos en materia orgánica (Molisoles) se encuentran en la llanura y los Entisoles, caracterizados por baja capacidad de retención de humedad y textura franco-arenosa, en los médanos.

La cuenca tiene un comité que funciona como un sistema administrativo propio. El mismo fue creado en 2001 y actualmente está constituido por representantes de autoridades políticas, organizaciones no gubernamentales, productores y asociaciones vecinales. Su principal objetivo es el de articular y ejecutar las acciones necesarias para lograr el uso eficiente, racional y responsable del recurso hídrico.

Figura 1. Ubicación, topografía y división espacial de la cuenca del río Sauce Grande.



Fuente: Elaboración propia, 2018.

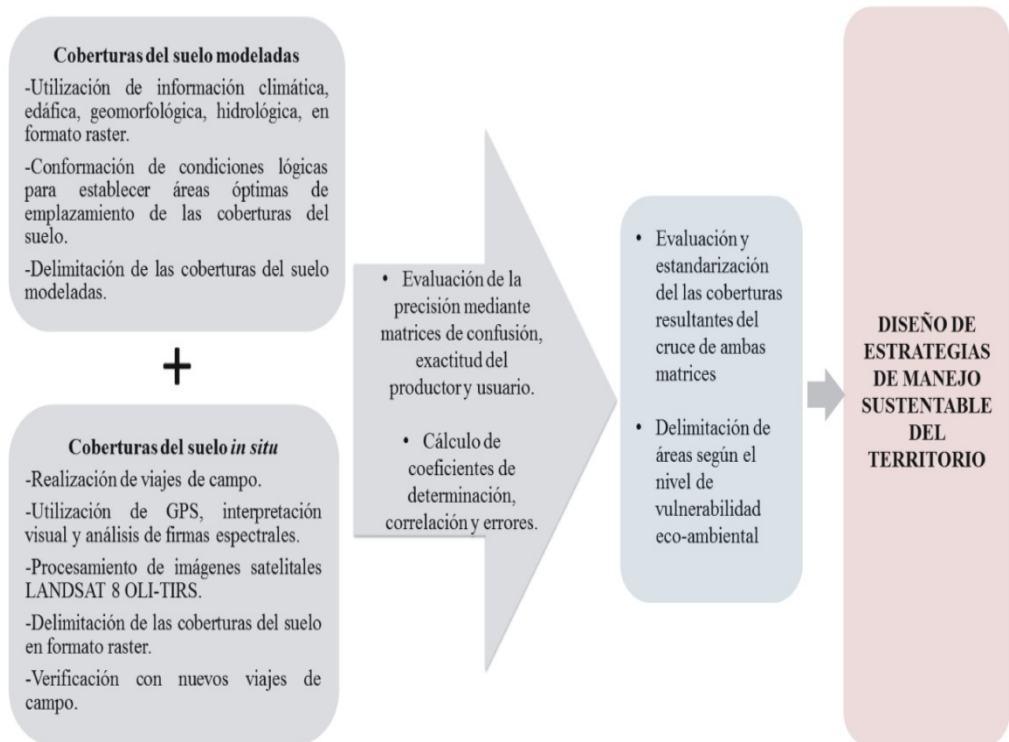
3. Metodología

3.1. Determinación de las coberturas del suelo a partir del modelo de simulación espacial

El esquema metodológico utilizado en este estudio se presenta en la Figura 2. Para conformar la base de datos de coberturas del suelo modeladas (escenario óptimo) se utilizó información climática, geomorfológica, topográfica, hídrica y edáfica provista por diferentes organismos gubernamentales. Estas fueron procesadas en el Sistema de Información Geográfica ArcGIS 10.2 y se convirtieron en formato raster con una resolución espacial de 30 m² (Figura 3). Las variables utilizadas fueron: pendiente

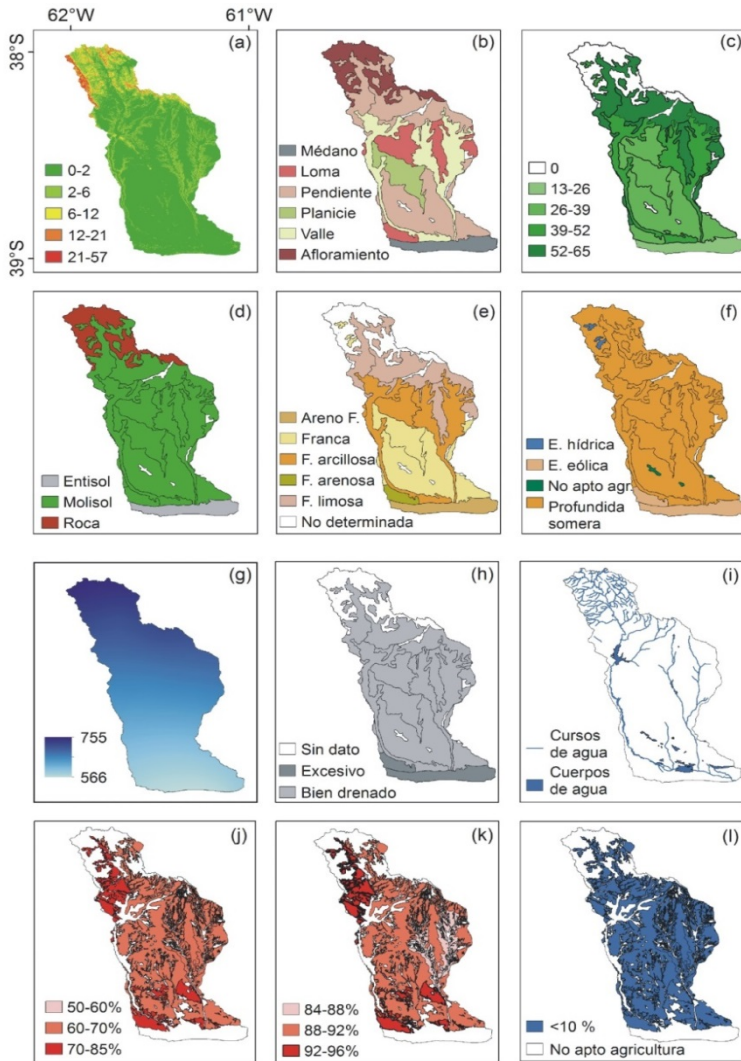
(en grados), calculada a partir del modelo digital de elevación proporcionado por el Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS), unidades geomorfológicas, índice de productividad (en %), orden y textura del suelo, limitante principal, cursos y cuerpos de agua, drenaje (todas ellas obtenidas del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - INTA, Argentina). Además, precipitación media anual y mensual (Servicio Meteorológico Nacional - SMN, Argentina) y la probabilidad de ocurrencia de déficit y exceso hídrico (%) en el período de crecimiento y desarrollo de los cultivos de invierno y verano. Los mismos fueron obtenidos de la Oficina de Riesgo Agropecuario (ORA, Argentina) y se seleccionaron, dado que constituyen uno de los factores más importantes en el crecimiento y desarrollo de los cultivos (Figura 3).

Figura 2. Esquema metodológico aplicado para la delimitación de las coberturas del suelo modeladas e in situ, la determinación de áreas vulnerables y las estrategias de manejo del territorio.



Fuente: Elaboración propia, 2018.

Figura 3. Esquema de la información espacial utilizada para el diseño del modelo de simulación espacial⁶.



Fuente: Elaboración propia, 2018.

⁶ (a): pendiente (°), (b): unidades geomorfológicas, (c): índice de productividad (%), (d): orden de suelo, (e): textura del suelo, (f): limitante principal, (g): precipitación media anual (mm/año), (h): drenaje, (i): cursos y cuerpos de agua, (j): probabilidad de riesgo de déficit en un cultivo de invierno (%), (k): probabilidad de riesgo de déficit en un cultivo de verano (%) y (l): probabilidad de exceso en ambos tipos de cultivo (%). F. Franco, E. Erosión.

Las coberturas del suelo óptimas se determinaron teniendo en cuenta los siguientes criterios:

Afloramiento: aquellos espacios donde las pendientes fueron mayores a 20 °, los tipos de suelo fueron rocosos y el índice de productividad fue menor a 10 % (Figura 3).

Cursos y cuerpos de agua: se consideraron las unidades geomorfológicas de planicie y valle, pendiente menor a 2 ° y el índice de productividad igual a 0. Estas condiciones junto con las características hidrológicas permitieron establecer una mejor delimitación de los cursos y cuerpos de agua (Figura 3).

Médanos: se localizan en cuenca baja, por lo tanto, se estableció como límite la pendiente entre 2 y 5 °. Se consideró el orden del suelo (Entisol), la textura (arenofranca) y el índice de productividad menor a 20 %. Finalmente, se incluyeron las áreas con drenaje excesivo y las áreas no aptas para agricultura resultante de los mapas de déficit y exceso hídrico (Figura 3).

Zonas anegables: para definir estas áreas se utilizaron las unidades geomorfológicas de valle y planicie en donde la pendiente osciló entre 2 y 3 grados. Para eliminar aquellas áreas cubiertas con agua se tuvo en cuenta un valor de índice de productividad mayor a 1, dado que los valores iguales a 0 indican presencia de agua. El tipo de suelo considerado fue Molisol con texturas franca, franca-arcillosa y franca limosa (Figura 3).

Cultivos: se consideraron las precipitaciones acumuladas y los excesos y déficits resultantes del balance hídrico según el ciclo de los cultivos de invierno y verano. Para ello, se analizaron estas variables durante la fecha de siembra y cosecha (junio y diciembre) para los primeros mientras que para los segundos, las ocurridas entre octubre y marzo. Además, se consideraron los requerimientos hídricos de ambos cultivos para evaluar si el área de estudio satisface adecuadamente sus necesidades.

En general, los cultivos de invierno requieren durante su ciclo de crecimiento y desarrollo de 500 a 550 mm de agua siendo mayor su demanda en la fase fenológica de llenado de granos (5 mm/día) (noviembre). En el caso de los cultivos de verano, la cantidad de precipitación que necesita durante este ciclo es de 450 mm y su mayor demanda ocurre en los estadios de floración y llenado de granos (4,6 mm/día) (enero y febrero). En todos los casos el índice de productividad fue mayor a 55 %. Además, se tuvieron en cuenta todas aquellas unidades geomorfológicas exceptuando el afloramiento y el médano por ser áreas no aptas para el desarrollo de cultivos y se omitieron los cursos y cuerpos de agua y las áreas anegables (Figura 3).

Pastizales: se estableció un rango de índice de productividad mayor a 1 y menor a 54 %. Se consideraron todos los tipos de suelo y unidades geomorfológicas y se definió un rango de precipitación anual de 550 a 770 mm. Se descartaron los cuerpos y cursos de agua y las zonas anegables (Figura 3).

3.2. Determinación de las coberturas del suelo *in situ*

La determinación de las coberturas del suelo *in situ* se realizó siguiendo el esquema metodológico propuesto por Brendel et al. (2019). Mediante la aplicación de técnicas

de interpretación visual y composición de color (RGB) con imágenes satelitales Landsat 8 OLI-TIRS, se identificaron muestras espaciales o regiones de interés (ROI), correspondientes a distintas coberturas del suelo de aproximadamente 10 km² de extensión. Las coberturas definidas a campo se mostraron en el Tabla 1. Posteriormente, las mismas se verificaron con cuatro salidas al campo utilizando un Sistema de Posicionamiento Global (GPS) (Figura 2). Las campañas de muestreo se extendieron durante octubre y noviembre de 2017 y enero y febrero de 2018, dado que durante el primer periodo, los cultivos de invierno tienen mayor vigorosidad y en el segundo, los de verano. Cada cobertura fue caracterizada radiométricamente. Para ello, se utilizó el espectro-radiómetro de campo Ocean Optics USB2000+ que permitió adquirir información del espectro electromagnético comprendido entre 400 y 1200 μm . Se registraron los valores brutos de cada una de las coberturas y luego se transformaron a valores de reflectancia. Estas firmas se midieron durante el horario del cenit, registrando un total de doce réplicas por cada cobertura. Con esta información se construyeron firmas espectrales que permitieron distinguir reflectivamente las coberturas del suelo y aumentar la expansión de las regiones de interés. De esta manera, se obtuvo un mapa de mayor precisión.

Posteriormente, se descargaron imágenes satelitales Landsat 8 OLI-TIRS (Path: 226, Row: 087) del sitio Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS, página web: <https://www.usgs.gov/>). Las fechas de las mismas coincidieron con los días en los que se realizó la medición en campo (Tabla 2). Todas las imágenes fueron corregidas atmosférica, geométrica y radiométricamente. La corrección geométrica estuvo basada en la técnica de puntos de control, mientras que la corrección atmosférica estuvo orientada a corregir los efectos de la dispersión atmosférica en el Infrarrojo y el Visible, siguiendo la metodología propuesta por Schroeder et al. (2006). Además, se aplicó el método de resta de superficies oscuras (Dark-Object Subtraction), considerando una atmósfera Rayleigh sin presencia de aerosoles y una reflectividad de superficie de 1 % para el objeto negro (Chavez, 1988).

Con los ROI generados a partir del análisis de las firmas espectrales, se realizó una clasificación supervisada aplicando el método de Máxima Verosimilitud o Probabilidad, dado que existe evidencia de que es el más preciso y exacto en zonas con similares características a la cuenca estudiada (Guerschman et al., 2003; Szantoi et al., 2013; Brendel et al., 2019). De esta manera, se obtuvo un documento cartográfico que representó las condiciones in situ que fue validado con nuevas salidas al campo (Figura 2). El mapa obtenido tuvo una resolución espacial de 30 m². Durante el trabajo de campo se delimitaron áreas de suelo al descubierto que no fueron detectadas por el modelo de simulación espacial. Sin embargo, las mismas se consideraron para analizar la vulnerabilidad eco-ambiental en la cuenca (descrito en la sección 2.4).

Tabla 1. Coberturas del suelo determinadas a campo.

Coberturas del suelo	Descripción
Cultivo	Áreas sembradas con especies de invierno (ej: trigo, cebada, avena) y verano (ej: girasol, maíz, soja).
Pastizal	Áreas con vegetación natural o introducida con una muy baja cobertura de especies sembradas (ej: <i>Stipa</i> , <i>Festuca pampeana</i> , <i>F. ventanica</i> , <i>Poa</i> , <i>Melica</i>).
Cursos y cuerpos de agua	Áreas con cobertura de agua permanente o temporaria (ej: lagunas, ríos y arroyos).
Afloramiento	Áreas con rocas expuestas que pueden tener escasa o nula vegetación.
Médanos	Áreas con dunas que pueden tener o no diferente grado de cobertura vegetal. Dentro de las especies se encuentran: <i>Baccharis divaricata</i> , <i>Tessaria absinthioides</i> , <i>Hyalis argentea</i> y grasses (<i>Poa lanuginosa</i> , <i>Imperata brasiliensis</i>).
Zonas anegables	Áreas con pastos, bosques y árboles que se desarrollan en llanura de inundación de los cursos y cuerpos de agua.

Fuente: Elaboración propia, 2018.

Tabla 2. Imágenes satelitales LANDSAT 8 OLI-TIRS utilizadas en este estudio.

Fecha	Descripción
15-Oct-2017	LC08_L1TP_226087_20171015_20171024_01_T1
16-Nov-2017	LC08_L1TP_226087_20171116_20171122_01_T1
19-Ene-2018	LC08_L1TP_226087_20180119_20180206_01_T1
17-Feb-2018	LC08_L1TP_226087_20170217_20170228_01_T1

Fuente: Elaboración propia, 2018.

3.3. Evaluación y validación de los resultados: escenario óptimo vs. escenario *in situ*

Para evaluar la precisión de la clasificación de las coberturas del suelo generadas por el modelo espacial (que indicó las coberturas del suelo óptimas en la cuenca), se realizó una matriz de confusión entre estas y las identificadas *in situ*. La misma está

compuesta por: a) la precisión general que indica el porcentaje de píxeles correctamente clasificados, b) la precisión del productor que expresa la probabilidad de que un píxel clasificado como clase x exprese realmente la realidad y c) la precisión del usuario que expresa la probabilidad de que un píxel clasificado como x corresponda realmente a dicha clase. Además, se calculó el coeficiente Kappa para analizar la precisión entre la matriz modelada y la observada. El mismo oscila entre 0 y 1, siendo los valores cercanos a 1, los que indican un excelente ajuste. Este análisis se realizó en el Software ENVI 4.5. Con fines comparativos, los suelos descubiertos identificados en el mapa in situ no fueron considerados dado que no se determinaron por ambas metodologías.

Por otro lado, se realizaron análisis estadísticos con el objetivo de comparar los resultados obtenidos de ambas matrices. Se calculó el índice de determinación R^2 para comparar las áreas (en km^2), el coeficiente de correlación de Spearman y el error estadístico.

3.4. Categorización y delimitación de áreas vulnerables

El análisis de la vulnerabilidad eco-ambiental de la cuenca del río Sauce Grande se realizó a partir del cruce dos productos cartográficos: uno obtenido a partir del modelo de simulación espacial (considerado como escenario óptimo) y otro que corresponde a las coberturas del suelo in situ (obtenido a partir del reconocimiento a campo) mediante el uso del software ArcGIS 10.2. Para comparar las coberturas del suelo resultante de ambas matrices y poder realizar las expresiones de álgebra de mapa, se realizó la estandarización de cada una de las coberturas del suelo utilizando la siguiente ecuación:

$$Y_{ij} = \frac{x_{ij} - x_{\min,j}}{x_{\max,j} - x_{\min,j}} \times 10 \quad (1)$$

donde Y_{ij} representa el valor estandarizado de cada cobertura del suelo j de la grilla i que varía de 0 a 10, x_{ij} representa el valor real de la cobertura del suelo j de la grilla i , $x_{\min,j}$ y $x_{\max,j}$ representan el valor mínimo y máximo de cada cobertura del suelo j de la grilla i , respectivamente.

De esta manera, se identificaron distintos niveles de vulnerabilidad eco-ambiental: muy bajo, bajo, medio, alto y muy alto. Los criterios utilizados para delimitar e identificar cada uno de ellos se presentan en el Tabla 3.

Tabla 3. Criterios utilizados para delimitar y categorizar las áreas vulnerables en la cuenca del río Sauce Grande.

Nivel de vulnerabilidad eco-ambiental	Descripción	Identificación en el mapa
Muy bajo (entre 0 y 1,5)	Sustracción del afloramiento y el médano (óptimo) vs. suelo al descubierto (<i>in situ</i>)	
Bajo (entre 1,51 y 3)	Superposición de las áreas identificadas como pastizal en ambas matrices	
Medio (entre 3,01 y 6)	Superposición de las áreas identificadas como cultivo en ambas matrices	
Alto (entre 6,01 y 8,5)	Adhesión de las áreas identificadas como pastizal (óptimo) y cultivos (<i>in situ</i>)	
Muy Alto (mayor a 8,51)	Superposición de las áreas identificadas como zonas anegables (óptimo) vs. Áreas de cultivos y pastizales (<i>in situ</i>)	

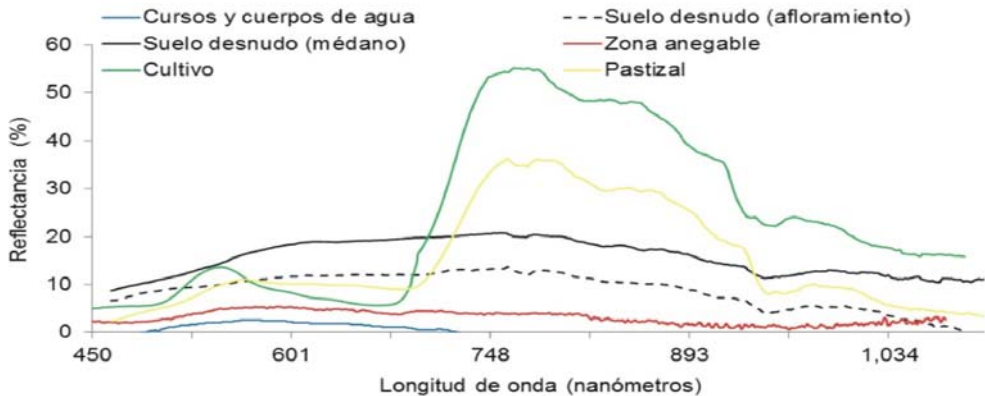
Fuente: Elaboración propia, 2018.

4. Resultados

Las firmas espectrales de las coberturas del suelo medidas *in situ* se presentan en la Figura 4. Las mismas tuvieron un comportamiento reflectivo heterogéneo. El agua, presentó su típico comportamiento en el Visible (400 y 700 μm) con un pico de reflectividad en 500-600 μm de aproximadamente 3 % y luego una absorción del 100 %. Aquellas coberturas del suelo sin vegetación fueron las que tuvieron un comportamiento homogéneo en todo el espectro y se diferenciaron fácilmente en el Infrarrojo Cercano ($> 750 \mu\text{m}$) (suelo al descubierto -médanos y afloramiento- y zonas anegables) (Figura 4).

Los pastizales y cultivos, tanto de verano como de invierno, mostraron un comportamiento similar a la curva típica de vegetación, con valores altos en 560 y 820 μm . Los cultivos representaron la cobertura con mayor reflectividad ($> 50 \%$ en 750 μm) y los pastizales registraron una firma similar, pero con menores valores de reflectancia en todo el espectro electromagnético (Figura 4).

Figura 4. Comportamiento espectral de las coberturas del suelo medidas in situ en la cuenca del río Sauce Grande.



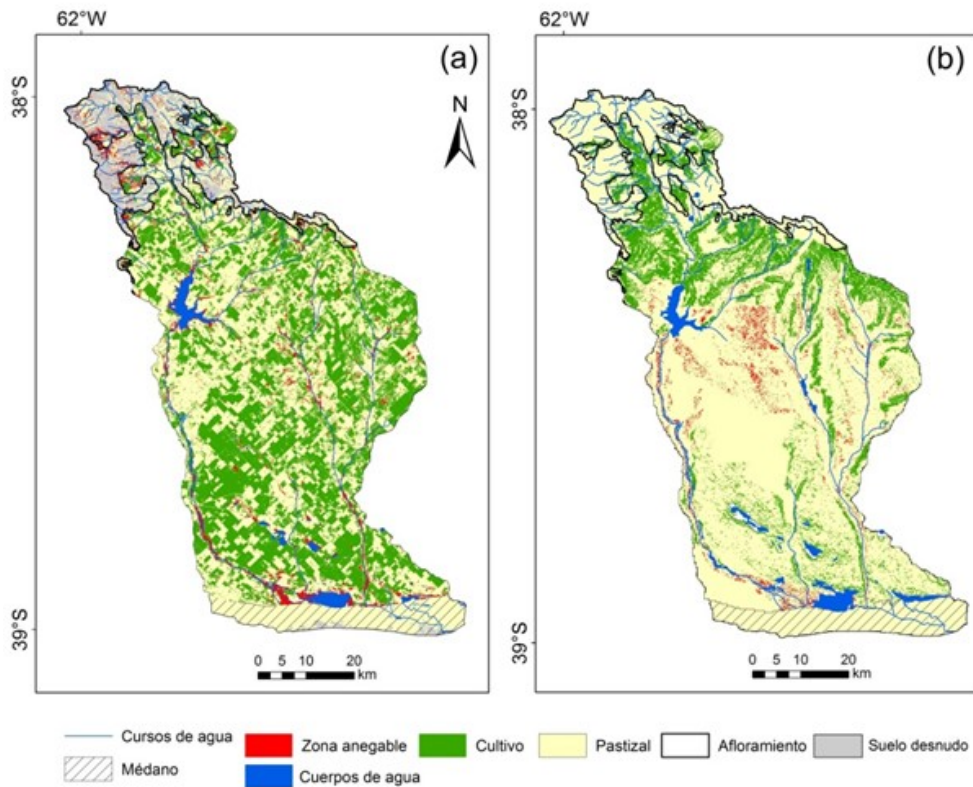
Fuente: Elaboración propia, 2018.

A partir de esta diferenciación espectral y de la generación de los ROI, se realizó la clasificación supervisada. Como resultado, se obtuvo un mapa de coberturas del suelo con un coeficiente Kappa de 0,98 y una precisión general de 99 % (Figura 5a). Por su parte, la precisión del usuario y la del productor fueron superiores al 95 %, generando como resultado un mapa de coberturas del suelo con gran exactitud y precisión (Figura 5a).

El modelo de simulación espacial arrojó que la cobertura del suelo más extensa fue el pastizal con 2812 km², abarcando el 58 % del total del área de la cuenca (Figura 5b, Tabla 4). Se destacó el predominio de la cobertura afloramiento rocoso y cultivo en la cuenca alta, las coberturas zonas anegable y pastizal en la cuenca media mientras que la cuenca baja, mostró predominio de pastizal, cultivo, zonas anegables y desarrollo de cuerpos de agua (Figura 5b).

Por otro lado, al analizar el comportamiento de las coberturas del suelo in situ, se determinó que estas presentaron una distribución espacial heterogénea. Sin embargo, la mayor similitud recae en que la cobertura con mayor extensión también fue la de pastizal con 2179,7 km² (Tabla 4). La principal diferencia entre los resultados arrojados por ambos modelos se observó en los cultivos. Si bien la cuenca presenta situaciones óptimas para que se emplacen los cultivos en la cuenca alta (Figura 5b), en el terreno los mismos abarcan mayor superficie, principalmente en la cuenca media y baja. Además, una gran parte de ellos se realizan sobre zonas anegables (Figura 5 a y 5 b).

Figura 5. Cobertura del suelo identificadas in situ (a) y obtenidas con el modelo de simulación espacial (b).



Fuente: Elaboración propia, 2018.

Tabla 4. Extensión de las coberturas del suelo modeladas e *in situ*.

Coberturas del suelo <i>in situ</i> (km ²)		Coberturas del suelo modeladas (km ²)	
Suelo desnudo (afloramiento)	517,4	Afloramiento	517,4
Suelo desnudo (médano)	298,6	Médano	298,6
Zona anegable	137,2	Zona anegable	127,2
Cultivo	1536,4	Cultivo	903,9
Pastizal	2179,7	Pastizal	2812,3
Agua	186,6	Agua	196,5

Fuente: Elaboración propia, 2018.

Los cursos y cuerpos de agua tuvieron un buen ajuste espacial entre ambas matrices. Las diferencias observadas entre estos (10,1 km²), fueron consecuencia de los diferentes montos de precipitación registrados en ambos modelos (Tabla 5). Estas diferencias también se presentaron en las zonas anegables. Las mismas fueron 10 km² mayor en el escenario *in situ* (Tabla 5).

El análisis estadístico mostró que las superficies de las coberturas determinadas por ambas metodologías presentaron un índice de determinación R² de 0.98 y una correlación de 0.99. El error típico de la regresión de los datos fue de 67,1. El análisis de regresión permitió inferir que las coberturas del suelo obtenidas a partir de las dos metodologías fueron estadísticamente significativas ($p < 0,05$), aunque no presentan un comportamiento espacial similar (Figura 5a y 5b).

Al realizar el cruce de matrices en una correlación de píxel por píxel, se evidenciaron diferencias entre ambos mapas. El coeficiente Kappa fue de 0.63 lo que indicó un ajuste bueno entre ambas matrices. La precisión del productor mostró que la cobertura mejor representada fue el agua (91,2 %), seguido por las zonas anegables (77,5 %). Los cultivos y los pastizales fueron las áreas con menores valores de precisión del productor (42,3 y 60,5 %, respectivamente). Esto se relaciona a que las actividades agropecuarias que se realizan en la cuenca tienen una extensión diferente al escenario óptimo (Tabla 5, Figura 5a). A pesar de ello, la cuenca alta presentó mejores ajustes dado que los cultivos tuvieron una precisión del productor de 75,4 % y del usuario del 80,4 %.

Tabla 5. Precisión del usuario y del productor de las coberturas del suelo modeladas e *in situ*.

Precisión del productor (%)				
Suelo desnudo (afloramiento y médano)	Zona anegable	Cultivo	Pastizal	Agua
85,1	77,5	42,3	60,5	91,2
Precisión del usuario (%)				
Suelo desnudo (afloramiento y médano)	Zona anegable	Cultivo	Pastizal	Agua
98,8	89,6	62,8	64,3	97,2

Fuente: Elaboración propia, 2018.

La precisión del usuario mostró que el 97,2 % de los píxeles identificados como agua pertenecen a esa clase, mientras que en las zonas anegables fue de 89,6 %. Por otro lado, los cultivos y los pastizales obtuvieron valores superiores al 60 % (Tabla 5).

4.1. Vulnerabilidad eco-ambiental

En este trabajo, se consideró que las situaciones modeladas representaron el escenario óptimo para el emplazamiento de las coberturas del suelo en la cuenca del río Sauce Grande. Junto con este conocimiento y las coberturas delimitadas a campo, se aplicaron expresiones algebraicas entre ambas matrices con las que se determinó el nivel de vulnerabilidad eco-ambiental que se presentan en la Figura 6.

Vulnerabilidad muy baja: aquellas áreas con suelo descubierto como lo son los médanos y afloramiento. Si bien existen investigaciones que afirman que existe pérdida de suelo por erosión hídrica superficial en el sector del afloramiento (Denegri y Gaspari, 2010) y por precipitaciones torrenciales y cambios en la morfología de la playa producto de tormentas fuertes o actividades turísticas en los médanos (Huamantín Cisneros et al., 2011), la evaluación de la situación óptima e in situ manifiesta una situación en la que no se observaron cambios espaciales importantes.

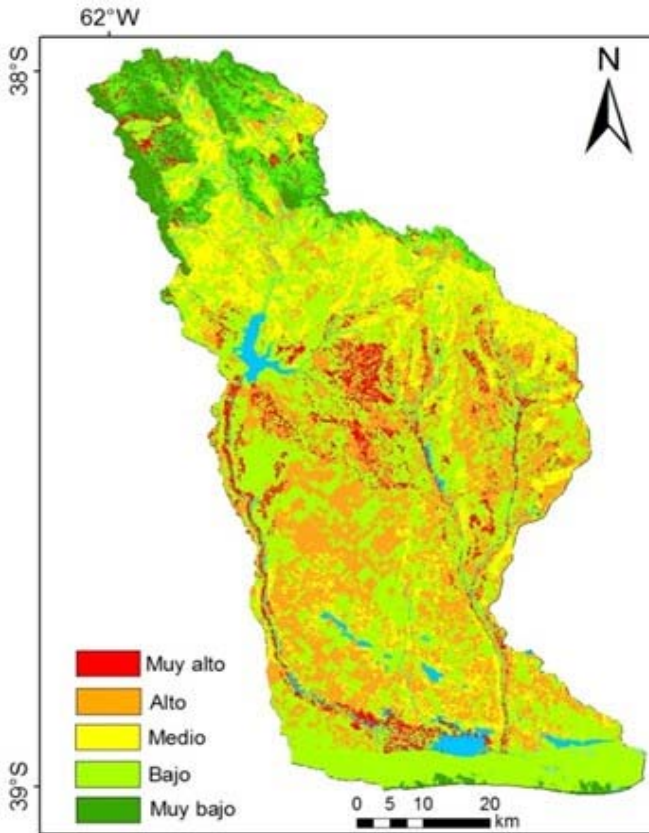
Vulnerabilidad baja: corresponde a las zonas que son óptimas para el desarrollo de pastizales y en la superficie se emplaza esta cobertura. Tienen este nivel de vulnerabilidad, dado que representan espacios donde el pastizal natural o implantado es utilizado para ganadería extensiva vacuna y en menor medida ovina.

Vulnerabilidad media: representa aquellas áreas donde los cultivos se desarrollan en zonas aptas para que se emplace esta cobertura. Si bien la cuenca presenta las condiciones óptimas para que se emplacen áreas con cultivos, los mismos se desarrollan sobreexplotando el recurso suelo, dada su gran extensión. Además, el rendimiento de los cultivos que allí se producen está ligado a las precipitaciones, dado que la mayor parte de ellos se realizan bajo condiciones de secano. Por lo tanto, la vulnerabilidad eco-ambiental está determinada por el riesgo que los productores agropecuarios asumen cuando deciden realizar un cultivo sin riego.

Vulnerabilidad alta: las condiciones que presenta la cuenca media y baja fundamentalmente en lo que respecta al déficit hídrico para los cultivos, tanto de invierno como de verano, el régimen anual de precipitaciones anuales (550 mm) y el índice de productividad (< 52 %), generan que el área presente las condiciones óptimas para el emplazamiento de pastizales. Sin embargo, en el escenario in situ se realizan cultivos de forma intensiva sobre la mayor parte de la superficie, exponiéndola a un alto nivel de vulnerabilidad eco-ambiental.

Vulnerabilidad muy alta: está determinada por la presencia de una cobertura determinada in situ (como cultivos o pastizales) sobre aquellas áreas anegables modeladas. En este sentido, la pérdida producida por la crecida de los ríos o de los cuerpos de agua determina este nivel de vulnerabilidad. Las áreas anegables representan espacios con escasas pendientes y con suelos de tipo franco y franco-arcilloso, por lo que el tiempo de infiltración del agua es lento y la escorrentía es prácticamente inexistente.

Figura 6. Niveles de vulnerabilidad eco-ambiental en la cuenca del río Sauce Grande.



Fuente: Elaboración propia, 2018.

Tabla 6. Extensión y porcentaje de los diferentes niveles de vulnerabilidad eco-ambiental en la cuenca del río Sauce Grande.

Nivel de vulnerabilidad eco-ambiental	Área (km ²)	%
Muy alto	812,2	16.7
Alto	1091,4	22.5
Medio	792,7	16.3
Bajo	1343,7	27.7
Muy bajo	816	16.8
Total	4856	100

Fuente: Elaboración propia, 2018.

El nivel de vulnerabilidad eco-ambiental más frecuente en la cuenca fue el bajo (1343,7 km², 27,7 %), seguido del alto (1091 km², 22,5 %) (Figura 6, Tabla 6). Teniendo en cuenta la división espacial, la cuenca alta presentó el nivel más bajo en la mayor parte de su extensión. Por otra parte, la cuenca baja evidenció vulnerabilidad alta en la mayor parte de su superficie y baja en su extremo sur, mientras que, si bien la cuenca media tuvo diferentes niveles, el muy alto predominó en este sector por sobre el resto de la cuenca (Figura 6, Tabla 6).

4.2. Estrategias de manejo sustentable del territorio

Los cambios en las coberturas del suelo sumado al manejo desregulado de los recursos naturales expone a la cuenca a una mayor vulnerabilidad, perjudicando su calidad ambiental y la calidad de vida de la población que habitan en las localidades ubicadas en el área de estudio (Ferrelli et al., 2018). Por lo expuesto, el cruce de las dos matrices (óptima e in situ) fue esencial para conocer las aptitudes y restricciones que la cuenca presenta desde el punto de vista climático, edáfico, geomorfológico e hidrológico y obtener de esta manera un mapa con diferentes niveles de vulnerabilidad eco-ambiental. El análisis de este parámetro es fundamental para diseñar estrategias de manejo del espacio con la finalidad de reducir los efectos negativos y los impactos ambientales que pudiesen ocurrir.

Las estrategias de manejo del espacio se orientaron a cada una de las sub-áreas identificadas en la Figura 6. Las áreas con vulnerabilidad muy alta representan espacios anegables e inundables y se observó principalmente en la cuenca media. Por este motivo, el desarrollo de cualquier actividad económica que se realice sobre estos espacios depende estrechamente de las variaciones pluviométricas. Son en general espacios con suelos franco-arcillosos en donde la infiltración es lenta y la pendiente es nula ($> 2^\circ$). Sobre estas áreas, se desarrollan cultivos de cosechas y pasturas destinadas a la actividad ganadera. Por ello, es fundamental que los propietarios de las tierras sean informados sobre las condiciones que presentan estos espacios y que además, estos sitios sean señalizados de manera tal de reducir las posibles pérdidas económicas. En esta área, y en el resto de la cuenca, el régimen pluviométrico es altamente variable espacio-temporalmente (Servicio Meteorológico Nacional, Argentina), con oscilaciones que llegan hasta un monto anual del 50 % del valor medio (Bohn et al., 2016). Estos eventos de sequías severas y períodos de extrema humedad están en estrecha relación con el fenómeno El Niño Oscilación Sur -ENOS- (Bohn et al., 2016; Aliaga et al., 2017). Las marcadas variaciones pluviométricas perjudican el normal desarrollo de las actividades agropecuaria, como por ejemplo, rendimiento de los cultivos, reducción del área sembrada y cosechada, modificación del área de los cuerpos de agua hasta en un 96 %, deforestación de especies nativas, disminución de la accesibilidad al agua potable y la provisión de energía, desaparición de recursos pesqueros, entre otros (Brendel et al., 2017; Ferrelli et al., 2017). Por otra parte, las zonas con vulnerabilidad alta representan aquellos sectores donde los cultivos se desarrollan sobre los espacios en los que son óptimos para el emplazamiento de pastizales, localizados mayoritariamente en la cuenca baja y en

menor medida, en la media. En Argentina, las áreas con cultivos y con pasturas no crecieron conjuntamente, sino que la expansión de la actividad agrícola desde 1960 ocurrió, en gran medida, a expensas de la reducción del área de pastizales naturales y praderas cultivadas (de la Fuente y Suárez, 2008). Esta situación, particularmente en la provincia de Buenos Aires, ha generado la modificación de forma sustancial de su estructura y su funcionamiento (Donald, 2004). Su conservación es fundamental, dado que proporcionan una gama amplia de bienes y de servicios ecosistémicos. Estos no sólo provisionan carne, leche, lana y cuero, sino que contribuyen al mantenimiento de la composición de gases en la atmósfera, controlan la erosión de los suelos y son fuente de material genético de una gran cantidad de especies vegetales y animales, entre otros (Sala y Paruelo, 1997). La intensificación de la agricultura a expensas del pastizal, por ejemplo, generó cambios en el ciclo del carbono y en el balance de energía y de agua y contribuyó al incremento en la liberación a la biósfera de contaminantes y gases parcialmente responsables del calentamiento global (Foley et al., 2005).

Los cultivos realizados en aquellas zonas aptas para el emplazamiento de dicha cobertura representaron las áreas expuestas a vulnerabilidad media. Sin embargo, a partir del cruce de ambas matrices, estas áreas ocupan aproximadamente 600 km² más de lo que el modelo de simulación espacial reflejó. En este sentido, la agricultura extensiva en la Región Pampeana ha sufrido cambios en la superficie sembrada, en la composición de los cultivos, en los niveles tecnológicos usados y en la intensidad en el uso de insumos de diferente tipo (Cuello, 2014). De esta manera, la superficie sembrada de los cuatro principales cultivos (soja, maíz, trigo, girasol), se extendió de 142.000 km² entre 1980-1982 a 320.00 km² en 2013-2015, representando un aumento del 125 % de tierras agrícolas. Como resultado de esto, la producción se incrementó en un 298 %. En relación con esto, desde la década de 1990, a partir de una combinación de factores económicos, comerciales, técnicos, científicos y logísticos, se incrementó el uso de fertilizantes en cultivos extensivos, contribuyendo al incremento de la producción agrícola (45 %) (Paruelo et al., 2006). El uso de este insumo sobrepasa los requerimientos de los cultivos. Existe evidencia científica que la escorrentía superficial generó el transporte de nitrógeno y fósforo hacia el dique Paso de las Piedras (ubicado en la cuenca media), produciéndose un acelerado proceso de eutrofización durante los períodos de elevadas precipitaciones (primavera-verano) entre los años 2008 y 2009 (Espósito et al., 2016). Por otra parte, en la laguna Sauce Grande (Figura 1) esto se observó durante los años 2016 y 2017 (Alfonso et al., 2018).

La isohieta de 700 mm divide la cuenca en un sector subhúmedo con una mayor capacidad agrícola donde se realizan cultivos de invierno (trigo, cebada, avena) y cultivos de verano (girasol, soja y maíz) y una zona semiárida que presenta limitaciones fundamentalmente en la precipitación y en menor medida de suelo que determinan una aptitud predominantemente ganadera. Los cultivos de invierno constituyen las principales alternativas agrícolas, mientras que los de verano son escasos. Además, la probabilidad de déficit hídrico durante el ciclo de cultivos de

invierno oscila entre el 60 y 70 % y es mayor en cultivos de verano (entre 88 y 92 %). Esta situación debe ser comunicada a los productores agropecuarios, dado que el déficit hídrico en etapas fenológicas críticas (como la floración) define el número de granos que es la principal determinante del rendimiento (Rolla et al., 2018).

Tabla 7. Estrategias de manejo del espacio para las áreas con distintos niveles de vulnerabilidad eco-ambiental en la cuenca del río Sauce Grande.

Nivel de vulnerabilidad eco-ambiental	Estrategias de manejo
Muy Alta	<ul style="list-style-type: none"> • Diseño de un plan de manejo del territorio a corto, mediano y largo plazo en el que participen los actores sociales y los tomadores de decisiones. • Fomentar la participación del Comité de cuenca del río Sauce Grande para informar a los productores agropecuarios y la población las zonas inundables. • Implementar en el campo señales y/o carteles para reconocer las áreas anegables y ayudar a reducir el riesgo, fundamentalmente agropecuario.
Alta	<ul style="list-style-type: none"> • Diseño de un plan de manejo sustentable que tenga como principal medida la participación de los productores agropecuarios del área dado que en esta áreas se desarrollan cultivos sobre pastizal. • Incentivar económicamente a los productores agropecuarios que fomenten la producción de pastizales naturales para ganadería extensiva. • Preservar las pasturas naturales para no alterar la biodiversidad de las especies nativas.
Media	<ul style="list-style-type: none"> • Comunicar por medio de organismos provinciales, municipales y del Comité de Cuenca, los efectos de los eventos secos y húmedos sobre la producción agropecuaria para concientizar a la población sobre las implicancias climáticas que tienen los regímenes semiáridos en las economías regionales. • Informar a los productores agropecuarios el riesgo de déficit que existe durante el crecimiento y el desarrollo de los cultivos, fundamentalmente en los de verano dado que este parámetro condiciona el rendimiento de los mismos. • Fortalecer la vinculación de los actores sociales de la cuenca en el marco de la participación en la gestión sostenible y el riesgo agroproductivo. • Fomentar la siembra de especies que se adapten mejor a las condiciones climáticas que presenta la cuenca.
Baja	<ul style="list-style-type: none"> • Preservar los pastizales y las coberturas naturales con el objetivo de mantener la biodiversidad de las especies nativas. • Concientizar a la población sobre la importancia de estas coberturas y el impacto negativo que podrían tener en el caso de que se utilicen con otros fines. • Implantación de pasturas megatérmicas y templadas, tolerantes a la sequía que no solo permiten bajar los costos de producción sino que elevar la carga animal e incrementar la producción anual de carne (INTA).
Muy Baja	<ul style="list-style-type: none"> • Diseño de medidas de protección de las ciudades que están ubicadas en espacios con gran pendiente (como ocurre en la cuenca alta) y que son susceptibles a las inundaciones por desbordes de ríos o crecimiento lagunar (en la cuenca media y baja). • Fomentar la protección de las playas, prohibiendo el tránsito vehicular y regulando la edificación en altura en áreas turísticas. • Generar medidas de protección de los médanos costeros ante tormentas fuertes para disminuir la erosión.

Fuente: Elaboración propia, 2018.

Las zonas de vulnerabilidad baja corresponden a pastizales naturales e introducidos que son realizadas en las áreas óptimas para su emplazamiento. Los pastizales naturales comprenden aquellas áreas del mundo que por limitaciones climáticas como, por ejemplo, escasas precipitaciones, bajas temperaturas, limitaciones edáficas, escaso drenaje, etc., no son adecuadas para la realización de cultivos. El uso predominante de los mismos es el pastoreo (Verchot et al., 2007). La alta variabilidad de las precipitaciones, característica típica de las áreas semiáridas como la estudiada, afecta la disponibilidad de pasturas y pastizales para consumo animal. La alternativa en los climas como el del área de estudio es la implantación de pasturas megatérmicas y templadas, tolerantes a la sequía, como el pasto llorón (*Eragrostis curvula*) y el agropiro (*Agropyron*) que no solo permiten bajar los costos de producción, sino que también elevan la carga animal e incrementan la producción anual de carne (INTA). Además, para preservar la biodiversidad es indispensable fomentar el uso de las pasturas naturales en detrimento de las introducidas.

Las zonas de vulnerabilidad muy baja están representadas mayormente en el afloramiento y en menor medida en el médano. Estas son áreas con suelos desnudos y están expuestas a la erosión eólica, generando consecuencias sobre las playas (Huamantínco Cisneros et al., 2011) e hídrica sobre las ciudades (Gil y Campo, 2006). Sin embargo, en su emplazamiento actual las mismas no presentan un nivel de vulnerabilidad eco-ambiental considerable. A partir de esta delimitación de áreas con distintos niveles de vulnerabilidad, se propusieron estrategias sustentables de manejo del espacio con el objetivo de mejorar la calidad ambiental y fomentar la permanencia de las actividades económicas en la cuenca del río Sauce Grande (Tabla 7).

5. Conclusión

En este trabajo, se evaluó la vulnerabilidad eco-ambiental de la cuenca del río Sauce Grande a partir del análisis y superposición de dos matrices obtenidas con diferentes metodologías: una derivada de un modelo de simulación espacial, que representó las condiciones óptimas, y otra generada a partir de la delimitación de las coberturas in situ. Su aplicación permitió establecer cinco niveles de vulnerabilidad. El nivel más frecuente fue el bajo (representado por los suelos desnudos) seguido del alto. Este último, observado principalmente en la cuenca baja, se obtuvo como consecuencia de su exposición a una gran explotación agrícola sobre áreas que no reúnen las condiciones para el desarrollo de cultivos. Por otra parte, si bien el nivel muy alto y medio fueron menos representativos, el análisis de las problemáticas que allí se generan es fundamental, dado que en estos espacios se desarrollan cultivos o pasturas sobre zonas anegables y cultivos caracterizados por la sobreexplotación del recurso suelo, respectivamente. Teniendo en cuenta que la cuenca presenta un clima semiárido con alternancia de eventos secos y húmedos, que afectan negativamente a la producción agrícola, el conocimiento del emplazamiento de las coberturas del suelo

y la determinación de la vulnerabilidad eco-ambiental es fundamental para el desarrollo económico y social.

Por último, las estrategias que se diseñaron tuvieron como objetivo mejorar la calidad ambiental de la cuenca teniendo en cuenta la sostenibilidad ambiental, social y económica. Estas, deberían transmitirse a todos los actores sociales y tomadores de decisiones involucrados en la cuenca (comité, organismos municipales y provinciales, productores agropecuarios) para lograr un consenso y generar un respaldo legal mediante una ordenanza provincial que asegure su implementación.

6. Referencias

- Alfonso, M.B., Brendel, A.S., Vitale, A.J., Seitz, C., Piccolo, M.C. y Perillo, M.G.E. (2018): Drivers of Ecosystem Metabolism in Two Managed Shallow Lakes with Different Salinity and Trophic Conditions: The Sauce Grande and La Salada Lakes (Argentina). *Water*, 10(9), 1136. doi.org/10.3390/w10091136.
- Bohn, V.Y., Delgado, A.L., Piccolo, M.C. y Perillo, G.M.E. (2016): Assessment of climate variability and land use effect on shallow lakes in temperate plains of Argentina. *Environmental Earth Sciences*, 75(9), 818. doi.org/10.1007/s12665-016-5569-6.
- Brendel, A.S., Bohn, V.Y. y Piccolo, M.C. (2017): Efecto de la Variabilidad Climática Sobre el Estado de la Vegetación y la Cobertura de Agua en una Cuenca de Clima Templado (Argentina). *Anuário do Instituto de Geociências*, 40 (2), 5-16. doi.org/10.11137/2017_2_05_16.
- Brendel, A. S., Ferrelli, F., Piccolo, M. C., y Perillo, G. M. E. (2019): Assessment of the effectiveness of supervised and unsupervised methods: maximizing land-cover classification accuracy with spectral indices data. *Journal of Applied Remote Sensing*, 13(1), 014503. doi.org/10.1117/1.JRS.13.014503.
- Chavez Jr, P.S. (1988): An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 24(3), 459-479. doi.org/10.1016/0034-4257(88)90019-3.
- Cuello, M. (2014): Bienes informacionales en el agro argentino: un análisis del impacto económico a la luz del capitalismo cognitivo. *Revista Hipertextos. Capitalismo, Técnica y Sociedad en debate*, 1(2), 166-198. http://revistahipertextos.org/wp-content/uploads/2014/09/Hipertextos_no.2.166-198.pdf.
- de la Fuente, E.B. y Suárez, S.A. (2008): Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. *Ecología Austral*, 18(3), 239-252.
- Denegri, G.A. y Gaspari, F.J. (2010): Lineamientos para la formulación de pagos por servicios ambientales. Estudio de caso: Alta Cuenca del Río Sauce Grande, Argentina. *Cuadernos Geográficos*, 46, 93-110. <http://revistaseug.ugr.es/index.php/cuadgeo/article/view/632>.
- Donald, P.F. (2004): Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conservation biology*, 18(1), 17-38. doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.01803.x.
- Espósito, M.E., Blanco, M., Sequeira, M.E., Paoloni, J.D., Fernández, S.N., Amiotti, N.M y Díaz, S.L. (2016): Contaminación natural (As, F) y eutrofización (N, P) en la cuenca del

- arroyo El Divisorio, Argentina. *Phyton* (Buenos Aires), 85(1), 51-62. <http://www.revistaphyton.fund-romuloraggio.org.ar/vol85/Esposito.pdf>.
- Ferrelli, F. (2017): Variabilidad pluviométrica y sus efectos sobre las coberturas del suelo al sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Geográfica Venezolana*, 58 (1), 26-37. <https://www.redalyc.org/pdf/3477/347753792003.pdf>.
- Ferrelli, F., Huamantínco Cisneros, M.A., Delgado, A.L. y Piccolo, M.C. (2018): Spatial and temporal analysis of the LST-NDVI relationship for the study of land cover changes and their contribution to urban planning in Monte Hermoso, Argentina. *Documents d'anàlisi Geogràfica*, 64(1), 25-47. doi.org/10.5565/rev/dag.355.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R. y Helkowski, J. H. (2005): Global consequences of land use. *Science*, 309 (5734), 570-574. doi.org/10.1126/science.1111772.
- Gaspari, F.J., Rodríguez Vagaría, A.M., Delgado, M.I., Senisterra, G.E. y Denegri, G.A. (2011): Vulnerabilidad ambiental en cuencas hidrográficas serranas mediante SIG. *Multequina*, 20(1), 3-13. <https://www.redalyc.org/html/428/42824203001/>.
- Gil, V. y de Ferreras, A.M.C. (2006): Caracterización morfológica sectorizada del río Sauce Grande, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Geográfica de Valparaíso*, 38, 19-28.
- Grondona, S., Sagua, M., Massone, H. y Miglioranza, K. (2015): Evaluación de la vulnerabilidad social asociada al consumo de agua subterránea en la cuenca del río Quequén Grande, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(4), 351-359. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992015000400003.
- Guerschman, J.P., Paruelo, J.M., Bella, C.D., Giallorenzi, M.C. y Pacin, F. (2003): Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*, 24(17), 3381-3402. doi.org/10.1080/0143116021000021288.
- Huamantínco Cisneros, M.A., Fornerón, C.F., Piccolo, M.C. y Perillo, G. M. (2011): Análisis de tormentas en dos ambientes acuáticos durante el invierno de 2009 (Partido de Monte Hermoso, Argentina). *Revista Geográfica*, 149, 9-21. https://www.jstor.org/stable/23339008?seq=1#page_scan_tab_contents.
- IPCC. (2012): *Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation*. Cambridge University press, Cambridge, Inglaterra.
- Martínez, V.J.B. (2015): Análisis del ordenamiento territorial de las cuencas hidrográficas, desde la perspectiva del desarrollo sostenible. *Revista Faccea*, 5(2), 146-159. <http://www.udla.edu.co/revistas/index.php/faccea/article/view/465>.
- Nguyen, A.K., Liou, Y.A., Li, M.H. y Tran, T.A. (2016): Zoning eco-environmental vulnerability for environmental management and protection. *Ecological Indicators*, 69, 100-117. doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.026.
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., Piñeiro, G., Jobbagy, E.G., Verón, S.R., Baldi, G. y Baeza, S. (2006): Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10(2), 47-61. <http://164.73.52.4/~agrociencia/index.php/directorio/article/view/256>.

- Rolla, A.L., Nuñez, M.N., Guevara, E.R., Meira, S.G., Rodriguez, G.R. y de Zárate, M.I.O. (2018): Climate impacts on crop yields in Central Argentina. Adaptation strategies. *Agricultural Systems*, 160, 44-59. doi.org/10.1016/j.agry.2017.08.007.
- Sala, O. E. y Paruelo, J. M. (1997): Ecosystem services in grasslands. G. Daily (Ed.): *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, 237–252.
- Saleh, A.M., Belal, A.B. y Mohamed, E.S. (2015): Land resources assessment of El-Galaba basin, South Egypt for the potentiality of agriculture expansion using remote sensing and GIS techniques. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 18(1), S19-S30. doi.org/10.1016/j.ejrs.2015.06.006.
- Schroeder, T.A., Cohen, W.B., Song, C., Canty, M.J. y Yang, Z. (2006): Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in western Oregon. *Remote Sensing of Environment*, 103(1), 16-26. doi.org/10.1016/j.rse.2006.03.008.
- Senisterra, G.E., Gaspari, F.J. y Delgado, M. I. (2015): Zonificación de la vulnerabilidad ambiental en una cuenca serrana rural. Argentina. *Environmental Studies Journal*, 3(1), 38-58.
- Shao, H., Liu, M., Shao, Q., Sun, X., Wu, J., Xiang, Z. y Yang, W. (2014): Research on eco-environmental vulnerability evaluation of the Anning River Basin in the upper reaches of the Yangtze River. *Environmental Earth Sciences*, 72(5), 1555-1568. doi.org/10.1007/s12665-014-3060-9.
- Smith, P. y Olesen, J.E. (2010): Synergies between the mitigation of, and adaptation to, climate change in agriculture. *The Journal of Agricultural Science*, 148(5), 543-552. doi.org/10.1017/S0021859610000341.
- Szantoi, Z., Escobedo, F., Abd-Elrahman, A., Smith, S. y Pearlstine, L. (2013): Analyzing fine-scale wetland composition using high resolution imagery and texture features. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 23, 204-212. doi.org/10.1016/j.jag.2013.01.003.
- Verchot, L.V., Van Noordwijk, M., Kandji, S., Tomich, T., Ong, C., Albrecht, A. y Palm, C. (2007): Climate change: linking adaptation and mitigation through agroforestry. Mitigation and adaptation strategies for global change, 12(5), 901-918. doi.org/10.1007/s11027-007-9105-6.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. y Melillo, J.M. (1997): Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499. doi.org/10.1126/science.277.5325.494.