



Restauración productiva de áreas irrigadas en zonas áridas: detección de sitios afectados por salinidad del suelo mediante sensores remotos

Productive restoration of irrigated areas in arid zones: detection of sites affected by soil salinity using remote sensors

BÁRBARA GUIDA-JOHNSON*

Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA),
Universidad Nacional de Cuyo, Gobierno de Mendoza, CONICET
Mendoza, Argentina

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Cuyo
Mendoza, Argentina

*<bguidaj@mendoza-conicet.gob.ar>

RESUMEN

Algunas prácticas relacionadas con la irrigación artificial, indispensable para la producción de alimentos en las regiones áridas y semiáridas, desencadenan procesos de degradación. En particular, el riego excesivo y la falta de drenaje adecuado provocan la salinización secundaria del suelo. La misma es una problemática frecuente y preocupante en las tierras secas, dado que restringe la productividad agrícola y puede conducir al abandono de la tierra. En este contexto, la restauración productiva presenta gran potencial para recuperar estos agroecosistemas y promover la seguridad alimentaria de la población. La planificación a escala de paisaje con el apoyo de sensores remotos permite identificar sitios prioritarios y monitorear la implementación de medidas, lo que aumenta las probabilidades de éxito. El objetivo de este trabajo es delinear una herramienta que permita detectar y monitorear sitios afectados por salinidad del suelo a partir de sensores remotos en una región árida y semiárida irrigada, el Oasis Norte de Mendoza. Para esto, se evaluaron regresiones múltiples entre la conductividad eléctrica del suelo y ciertas bandas de imágenes satelitales, índices de salinidad e índices de vegetación, con factores ambientales y antrópicos como covariables. Las variables explicativas que resultaron estadísticamente significativas incluyeron: la banda de la región del verde, índices de salinidad (algunas expresiones del *Salinity Index*, *Brightness Index* e *Intensity index*) e índices de vegetación elaborados específicamente para detectar vegetación afectada por salinidad (*Vegetation Soil Salinity Index*, *Canopy Response Salinity Index* y *Combined Spectral Response Index*); mientras que las covariables significativas se vincularon con el contenido de humedad del suelo. Una herramienta de este tipo permitirá orientar acciones de restauración productiva en las tierras irrigadas de las regiones áridas y semiáridas.



ABSTRACT

Certain practices related to the artificial irrigation of drylands, which is essential for the production of food, can trigger degradation processes. In particular, excessive watering and lack of adequate drainage cause soil secondary salinization. It is a frequent problem in drylands and very problematic since it restricts agricultural productivity and can lead to land abandonment. In this context, productive restoration has remarkable potential to recover these agroecosystems and promote food security for the population. Landscape-scale planning with the support of remote sensing enables the identification of priority sites and the monitoring of implemented measures, increasing the chances of success. The objective of this paper is to outline a tool to detect and monitor sites affected by soil salinity from remote sensors in an irrigated arid and semi-arid region, the North Oasis of Mendoza. To this end, multiple regressions between the electrical conductivity of the soil and certain bands of satellite images, salinity indices, and vegetation indices were evaluated, including environmental and anthropic factors as covariates. The explanatory variables that were statistically significant included: the green band, salinity indices (some expressions of the Salinity Index, Brightness Index, and Intensity index), and vegetation indices designed to detect vegetation affected by salinity (Vegetation Soil Salinity Index, Canopy Response Salinity Index, and Combined Spectral Response Index); while the significant covariates were related to the soil moisture content. This type of tool could guide productive restoration actions in irrigated lands in arid and semi-arid regions.

Palabras clave: índice de salinidad, índice de vegetación, planificación de la restauración, salinización secundaria

Keywords: salinity index, vegetation index, restoration planning, secondary salinization

INTRODUCCIÓN

Las zonas hiperáridas, áridas, semiáridas y subhúmedas secas ocupan aproximadamente el 47% de la superficie terrestre y de ellas dependen 2,6 mil millones de personas (Koutroulis, 2019). Se caracterizan, entre otras cosas, por presentar bajas precipitaciones y suelos con insuficiente humedad, por lo que el agua se constituye como el principal factor limitante (UNCCD, 2012). En consecuencia, la producción de alimentos depende en gran medida de la irrigación artificial y, en este contexto, ciertas prácticas pueden causar distintos procesos de degradación. En particular, la irrigación puede desencadenar procesos de salinización secundaria de suelos. Esto ocurre porque, o bien los flujos que ingresan al sis-

tema infiltran en el subsuelo provocando el ascenso del nivel freático y la concentración de sales cerca de la superficie por evaporación, o bien las sales se depositan gradualmente en suelos con dificultades de drenaje y los flujos que ingresan al sistema son insuficientes para lavar y lixiviar las sales (Peña, 2016). De cualquier manera, este proceso difiere de la salinización primaria del suelo, la cual ocurre cuando las sales se acumulan en la superficie durante el desarrollo natural de un paisaje (Zhou et al., 2013).

Los suelos afectados por sales ocupan más del 20% de las áreas irrigadas globalmente; en algunos países este porcentaje representa más de la mitad de las tierras irrigadas (Qadir et al., 2014). Algunas estimaciones señalan una pérdida mundial de 1.5 millones de hectáreas de

tierras cultivables por año (Foley et al., 2005). La salinización del suelo es uno de los principales problemas de las regiones áridas y semiáridas dado que reduce la calidad del suelo, limita el crecimiento de los cultivos, restringe la productividad agrícola y también puede conducir al abandono de la tierra (Amezqueta, 2006). Aumentar la producción de alimentos para una población en crecimiento y evitar la expansión de la frontera agropecuaria por sus amenazas a la biodiversidad implica mejorar el rendimiento de las tierras agrícolas existentes (Foley et al., 2011). Gran parte de las tierras cultivables del mundo experimentan las denominadas “brechas de rendimiento”, definidas como limitaciones a la productividad debido a deficiencias de manejo (Foley et al., 2011). Estas brechas son particularmente grandes en las regiones áridas y semiáridas, donde la ocurrencia de eventos asociados al cambio climático amenazan la seguridad alimentaria de la población local (García-Palacios et al., 2019). Dichas brechas requieren nuevos abordajes para ser cerradas sin causar mayor degradación (Foley et al., 2011). Por lo tanto, generar soluciones para revertir la salinización secundaria de suelos constituye una prioridad global.

Esta problemática puede abordarse desde la restauración ecológica a partir de la recuperación de los agroecosistemas degradados en beneficio de las comunidades locales. En este sentido, se adoptan los principios de la restauración ecológica e implementan métodos y herramientas adecuados a las condiciones locales para recuperar los agroecosistemas. Estas iniciativas han sido denominadas en términos generales como actividades “restaurativas”, para distinguirlas de la restauración ecológica propiamente

dicha. La restauración en sentido estricto pretende recuperar un ecosistema que ha sido degradado, transformado e incluso totalmente destruido como resultado de las actividades del hombre, con el objetivo de restablecer su integridad, resiliencia y sustentabilidad, y devolverlo a su estado prístino (Aronson et al., 1993; SER, 2004). En el contexto de la degradación producida por las actividades agropecuarias, se restauran tierras agrícolas abandonadas para recuperar hábitat para las especies (Miguel et al., 2020). En cambio, las actividades “restaurativas” tienen por objetivo aumentar los servicios ecosistémicos y reducir los impactos ambientales al tiempo que mejoran la sostenibilidad ecológica y los sistemas de producción (McDonald et al., 2016). Entre estas actividades se encuentra la “restauración productiva”, que se define como la recuperación de algunos elementos de la estructura y función del ecosistema original, junto con una producción sustentable que genere bienes económicos para la población local, utilizando principalmente técnicas agroforestales y agroecológicas (Cecon, 2013).

En sitios con niveles intermedios o elevados de degradación, como es el caso de las áreas irrigadas salinizadas, es necesario realizar intervenciones activas que recuperen los componentes abióticos del ecosistema (McDonald et al., 2016). Esta etapa no puede evitarse en la recuperación de estos agroecosistemas dado que la presencia de sales en el suelo provoca, en plantas no halófitas, una sintomatología relacionada con una inhibición irreversible del crecimiento (Porta Casanellas et al., 2003). Entre las medidas que se han puesto a prueba para recuperar suelos afectados por salinización secundaria en zonas áridas y

semiáridas se incluyen, por ejemplo, la reforestación, ya que promueve el descenso del nivel freático (“biodrenaje”), o la fitorremediación que remueve sales del suelo aprovechando el carácter bioacumulador de ciertas especies halófitas (Guida-Johnson et al., 2017). Por ejemplo, se ha encontrado que la fitorremediación de los primeros 15 cm de suelo, la profundidad más importante para la mayoría de los cultivos, demora solo dos años (Jesus et al., 2015). Una vez que se han revertido los procesos de salinización secundaria, pueden establecerse cultivos tradicionales en sistemas de manejo agroecológicos. De esta manera, la restauración productiva permite que los agroecosistemas recuperados vuelvan a ser utilizados por las poblaciones locales para la producción de alimentos, lo que contribuye al cierre de las mencionadas brechas de rendimiento.

La planificación de la restauración a escala de paisaje permite identificar sitios prioritarios mediante el uso de la teledetección y los sistemas de información geográfica, lo que representa un paso fundamental en cualquier proyecto dado que maximiza el éxito de las acciones (Orsi & Geneletti, 2010; Guida-Johnson & Zuleta, 2017). Asimismo, la información derivada de sensores remotos permite monitorear y evaluar el éxito de las intervenciones de restauración (Meroni et al., 2017; del Río-Mena et al., 2020), y facilita realizar ajustes a dichas intervenciones en caso de ser necesario. En el contexto de la salinización secundaria, los sitios afectados pueden ser mapeados a partir de imágenes satelitales ya que las sales se concentran en la superficie del suelo y las mismas pueden detectarse directamente a partir de su identificación en afloramientos o costras salinas,

o indirectamente a partir del tipo de vegetación y su crecimiento (Metternicht & Zinck, 2003). Existen diversos índices de salinidad (Douaoui et al., 2006; Elhag, 2016) y de vegetación (Fernández Buces et al., 2006; Zhang et al., 2011; Muller & van Niekerk, 2016), que se calculan a partir de imágenes satelitales para identificar sitios salinizados. En este contexto, el objetivo de este trabajo es delinear una herramienta que permita detectar y monitorear sitios afectados por salinidad del suelo a partir de sensores remotos en una región árida y semiárida irrigada, el Oasis Norte de Mendoza (Argentina), a fin de orientar acciones de restauración productiva.

MATERIALES Y MÉTODOS

Mendoza se localiza en las tierras secas de Argentina, las cuales ocupan el 69% del territorio nacional (ONDyD, 2010) e incluyen regiones hiperáridas, áridas, semiáridas y subhúmedas secas. El sitio de estudio de este trabajo corresponde a las áreas áridas y semiáridas irrigadas ubicadas al norte de la provincia, conocidas como “Oasis Norte”, localizadas aproximadamente entre las latitudes 32°28'20.37”S y 33°21'7.59”S y las longitudes 69°1'35.07”O y 67°31'36.93”O. En esta región, la irrigación se realiza con agua obtenida del derretimiento de las nieves de la cordillera de los Andes y agua subterránea. Los principales cultivos incluyen vid, olivo, frutales, hortalizas y especies forrajeras (IDR, 2005). En particular, existen antecedentes de productores agroecológicos de vid, olivo, frutales y hortalizas en las áreas irrigadas de Mendoza (Pereyra, 2019; Van den Bosch et al., 2015).

El ecosistema de referencia es la Provincia Biogeográfica del Monte (Villagra

et al., 2009) en la cual se han identificado muchas especies vegetales nativas con potencial para la restauración productiva de ambientes degradados y salinos (Villagra et al., 2020). Entre ellas, se encuentran las especies tolerantes a la salinidad del género *Prosopis*, mientras que otras son conocidas además por acumular sales en sus tejidos, tales como *Allenrolfea vaginata*, *Allenrolfea patagonica*, *Atriplex cordobensis*, *Atriplex undulata*, *Suaeda divaricata*, *Pappophorum phillipianum*, o *Trichloris crinita* (Villagra et al., 2020). Especies de los géneros *Atriplex* y *Suaeda* han sido utilizadas en experimentos de fitorremediación en los que se detectó una disminución de la salinidad del suelo (Qadir et al., 2000, 2007; Hasanuzzaman et al., 2014; Jesus et al., 2015). Si bien algunas especies han sido estudiadas ampliamente, otras son prácticamente desconocidas con relación a su fisiología y comportamiento en diferentes condiciones (Villagra et al., 2020).

Construcción de los modelos de regresión múltiple

La efectividad de bandas e índices de salinidad y vegetación derivados de imágenes satelitales para identificar sitios afectados por salinidad del suelo se evaluó mediante modelos de regresión múltiple. Se incluyeron factores ambientales y antrópicos espacialmente explícitos como covariables para mejorar el ajuste de los modelos. A continuación, se describen las variables y procedimientos utilizados.

Variable respuesta

En el año 2002 se realizó un muestreo sistemático en el Oasis Norte para evaluar la conductividad eléctrica (CE) del

extracto de saturación para cada capa de suelo encontrada (ver detalles sobre el muestreo en Morábito et al., 2004). En este trabajo se utilizaron los datos correspondientes a 978 de esos sitios de muestreo, los cuales se localizaron en las cuencas del río Mendoza, el río Tunuyán y el río Desaguadero (**Figura 1**). Se consideró como la variable respuesta a los valores de CE de la primera capa del suelo de cada sitio. La misma fue transformada mediante el cálculo del logaritmo natural ya que en otros trabajos se encontraron relaciones exponenciales entre la CE y variables obtenidas de sensores remotos (Fernández Buces et al., 2006; Abbas et al., 2013; Nguyen et al., 2020).

Variables explicativas

Se utilizaron imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ (resolución espacial 30 m) contemporáneas al muestreo de suelos realizado por Morábito et al. (2004), por lo que se seleccionaron escenas obtenidas en 2002. Las variables explicativas incluyeron: tres bandas correspondientes a la región del visible del espectro electromagnético (B1 en azul, B2 en verde y B3 en rojo) y una en el infrarrojo cercano (B4), dado que en estudios previos se encontraron relaciones significativas entre estas y la CE (Davis et al., 2019; Nguyen et al., 2020); 14 índices de salinidad y cinco índices de vegetación (**Tabla 1**), utilizados en la literatura para detectar suelos salinos (Douaoui et al., 2006; Fernández Buces et al., 2006; Abbas et al., 2013; Lhissoui et al., 2014; Scudiero et al., 2015; Elhag, 2016; Davis et al., 2019; Gorji et al., 2020; Nguyen et al., 2020; Wang et al., 2020). Se compuso un mosaico libre de nubes a partir de escenas del repositorio disponible en Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017)

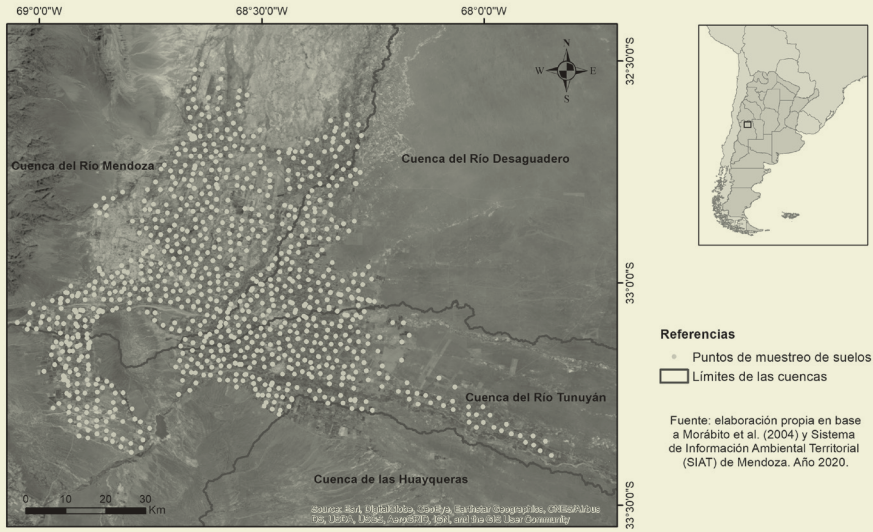


Figura 1. Localización del área de estudio y puntos de muestreo de suelos
Figure 1. Location of the study area and soil sampling points

de imágenes Landsat 7 transformadas a reflectancia en superficie. Dichas escenas han sido corregidas atmosféricamente y, a pesar de las advertencias que se realizan sobre su uso en sitios de estudio localizados en grandes latitudes, son recomendadas cuando deben componerse mosaicos a partir de más de una escena, como en este caso (Young et al., 2017). Los mosaicos fueron descargados desde la plataforma de Google Earth Engine y todos los índices se calcularon en un sistema de información geográfica.

Adicionalmente, se incluyeron como covariables explicativas a factores ambientales y antrópicos dado que se ha reconocido que mejoran el ajuste de la relación existente entre la CE del suelo y los índices calculados a partir de imágenes satelitales (Scudiero et al., 2015).

En este trabajo, se consideraron factores que habían sido analizadas en un estudio previo como causales de la salinización en el Oasis Norte de Mendoza (Guida-Johnson et al., 2020). Los factores ambientales incluidos fueron la elevación y la pendiente, extraídas a partir de datos de elevación obtenidos por la Misión Topográfica Shuttle Radar (SRTM, acrónimo de *Shuttle Radar Topography Mission*) (Jarvis et al., 2008). Los factores antrópicos fueron la distancia y la densidad de los canales de riego y los pozos de extracción de agua subterránea, como medidas del impacto del riego en el proceso de salinización secundaria. La información sobre la localización de los canales y los pozos fue otorgada por el Departamento General de Irrigación (DGI) de Mendoza.

Tabla 1. Índices de salinidad y vegetación evaluados para detectar suelos salinos o salinizados mediante sensores remotos. La letra B corresponde a la banda de la región del espectro electromagnético correspondiente al azul, G a la banda del verde, R a la banda del rojo y NIR a la banda del infrarrojo cercano. L es el factor de corrección del suelo, el cual disminuye las distorsiones que introduce la presencia de suelo expuesto

Table 1. Salinity and vegetation indices were evaluated to detect saline or salinized soils using remote sensing. The letter B corresponds to the band of the electromagnetic spectrum region corresponding to blue, G to the green band, R to the red band, and NIR to the near-infrared band. L is the soil correction factor, which reduces the distortions introduced by the presence of exposed soil

Índices de salinidad	Índices de vegetación
$NDSI = \frac{(R - NIR)}{(R + NIR)}$	$NDVI = \frac{(NIR - R)}{(NIR + R)}$
$SI1 = \frac{(B - R)}{(B + R)}$	$SAVI = (1 + L) \times \frac{(NIR - R)}{(NIR + R + L)}$
$SI2 = \frac{B}{R}$	$VSSI = 2 \times G - 5 \times (R + NIR)$
$SI3 = \frac{(G \times R)}{B}$	$CRSI = \sqrt{\frac{(NIR \times R) - (G \times B)}{(NIR \times R) + (G \times B)}}$
$SI4 = \frac{(B \times R)}{G}$	$COSRI = \frac{(B + G)}{(R + NIR)} \times NDVI$
$SI5 = \frac{(NIR \times R)}{G}$	
$SI6 = \sqrt{(B \times R)}$	
$SI7 = \sqrt{(G \times R)}$	
$SI8 = \sqrt{(B + R)}$	
$SI9 = \sqrt{(G^2 + R^2)}$	
$SI10 = \sqrt{(G^2 + R^2 + NIR^2)}$	
$BI = \sqrt{(R^2 + NIR^2)}$	
$I1 = \frac{(G + R)}{2}$	
$I2 = \frac{(G + R + NIR)}{2}$	

Índices de salinidad: *Normalized Difference Salinity Index (NDSI), Salinity Index (SI), Brightness Index (BI), Intensity index (I)*. Índices de vegetación: *Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI), Vegetation Soil Salinity Index (VSSI), Canopy Response Salinity Index (CRSI), Combined Spectral Response Index (COSRI)*

Desarrollo de los modelos

La relación entre la variable respuesta y las variables explicativas se analizó mediante regresiones múltiples. Para esto, se construyeron distintos modelos a partir de distintos agrupamientos de los datos de acuerdo a dos criterios (cuenca y nivel de salinidad). En cada caso se procuró conservar un n mínimo (30 + número de variables explicativas \times 10). Debido a la gran extensión del territorio y la heterogeneidad de condiciones, los sitios de muestreo fueron divididos de acuerdo a la cuenca en la que se localizaron (cuenca del río Mendoza, cuenca del río Tunuyán y cuenca del río Desaguadero). Los niveles de salinidad analizados fueron: suelos no salinos caracterizados por CE entre 0 y 2 dS/m, suelos ligeramente salinos entre 2 y 4 dS/m, suelos moderadamente salinos entre 4 y 8 dS/m y suelos fuertemente o muy fuertemente salinos para valores de CE mayores a 8 dS/m. El entrecruzamiento de los dos criterios generó cuatro tipos de agrupamiento de los datos: (1) sin dividir por cuenca ni por nivel de salinidad, (2) divididos por cuenca, pero no divididos por nivel de salinidad, (3) sin dividir por cuenca, pero divididos por nivel de salinidad y (4) divididos por cuenca y nivel de salinidad. Operativamente, esto fue realizado de la siguiente forma. En primer lugar, se analizó el conjunto completo de datos ($n=978$). A continuación, se los dividió de acuerdo a la cuenca en la que se localizaron los sitios de muestreo. Por último, tanto para el conjunto completo como para los datos divididos por cuencas, se los subdividió de acuerdo a los niveles de CE ya que se han reportado ajustes diferentes de acuerdo al nivel de salinidad (Douaoui et al., 2006). En cada uno de los cuatro tipos de agrupa-

miento de los datos se evaluaron todas las variables explicativas analizando todos los modelos posibles mediante la selección paso a paso (*Stepwise*) y la selección hacia adelante (*Forward selection*). Se utilizó el coeficiente de determinación (R^2) como criterio de selección del mejor modelo para cada caso. Todos los análisis estadísticos se realizaron en InfoStat.

RESULTADOS

Las bandas en el visible y el infrarrojo cercano de Landsat 7 ETM+ y los índices de salinidad y de vegetación, así como los factores ambientales y antrópicos considerados en este trabajo explicaron una baja proporción de la variabilidad de la CE del suelo medida a campo. Asimismo, todos los modelos seleccionados incluyeron alguna variable derivada de imágenes satelitales y al menos una o más covariables ambientales o antrópicas. Este resultado sugiere que los factores ambientales y antrópicos son de gran importancia para explicar la CE en el área de estudio.

Al analizar los datos para todas las cuencas del área de estudio simultáneamente (**Tabla 2**), los valores del coeficiente de determinación resultaron bajos cuando no se dividieron los datos de acuerdo al nivel de salinidad ($R^2 = 0,07$). Sin embargo, al dividir los datos en rangos de CE, se obtuvo una leve mejora en el ajuste de los modelos de regresión múltiple. En este caso, los sitios fuertemente y muy fuertemente salinos resultaron ser aquellos para los que se obtuvo el mejor ajuste entre las variables ($R^2 = 0,19$). Las variables explicativas incluidas en los modelos que resultaron estadísticamente significativas ($p < 0,05$) fueron: una banda de la región del visible (verde), un índice de salinidad (BI) y tres

Tabla 2. Modelos de regresión múltiple con mayores valores del coeficiente de determinación (R^2), considerando a la conductividad eléctrica (CE) como la variable respuesta. Se evaluaron los datos para todas las cuencas y se dividieron de acuerdo a rangos de CE. Se indican las variables explicativas y su valor p

Table 2. Multiple regression models with the highest values for the coefficient of determination (R^2), considering electrical conductivity (CE) as the response variable. Data for all basins were evaluated and divided according to CE ranges. Explanatory variables and their p-value are indicated

Rango de CE (dS/m)	Clase de suelo salino	Todas las cuencas		
		R^2	Variables explicativas	p
Completo	Todas	0,07	Elevación	<0,0001
			VSSI	0,0036
			BI	0,0398
			Dist canales	0,0072
0-2	No salino	0,07	Dist pozos	0,0006
			Dens canales	0,0033
			COSRI	0,0267
			NDVI	0,0924
2-4	Ligeramente salino	0,07	Elevación	0,0035
			Dens pozos	0,0122
			Dens canales	0,0097
			SI4	0,0926
4-8	Moderadamente salino	0,05	Banda G	0,0373
			Pendiente	0,1383
> 8	Fuertemente y muy fuertemente salino	0,19	CRSI	0,0365
			Elevación	0,0037
			Dens pozos	0,0913
			Banda NIR	0,0757

Bandas: G corresponde a la región del verde del espectro electromagnético, NIR a la región del infrarrojo cercano. Índices de salinidad: *Salinity Index* (SI), *Brightness Index* (BI). Índices de vegetación: *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), *Vegetation Soil Salinity Index* (VSSI), *Canopy Response Salinity Index* (CRSI), *Combined Spectral Response Index* (COSRI). Covariables ambientales: elevación y pendiente. Covariables antrópicas: distancia a canales de riego (Dist canales), distancia a pozos de extracción de agua subterránea (Dist pozos), densidad de canales de riego (Dens canales), densidad de pozos de extracción de agua subterránea (Dens pozos).

índices de vegetación (VSSI, COSRI y CRSI). Las covariables estadísticamente significativas fueron: uno de los factores ambientales (elevación) y los cuatro factores antrópicos considerados (distancia y densidad de canales de riego y pozos de extracción de agua subterránea).

La proporción de la variabilidad de la CE explicada por los modelos mejoró cuando se dividió el área irrigada de acuerdo a las cuencas en las que se localizaron los sitios de muestreo de suelos (**Tabla 3**). En este caso, se detectó el mismo patrón, dado que los datos subdivididos de acuerdo al nivel de salinidad mostraron un mejor ajuste (R^2 entre 0,00 y 0,55) que cuando se analizó el rango completo de CE (R^2 entre 0,03 y 0,14). Nuevamente, los sitios fuertemente y muy fuertemente salinos resultaron ser aquellos en los que las variables derivadas de sensores remotos junto a los factores ambientales y antrópicos explicaron una mayor proporción de la CE. En particular, los coeficientes de determinación fueron mayores en la cuenca del río Mendoza ($R^2 = 0,40$) y en la del río Desaguadero ($R^2 = 0,55$). Las variables explicativas que resultaron estadísticamente significativas fueron: cuatro índices de salinidad (SI1, SI2, SI5 y I2) y los mismos tres índices de vegetación que en el caso anterior (VSSI, CRSI y COSRI). Las covariables estadísticamente significativas fueron: ambos factores ambientales analizados (elevación y pendiente) y tres factores antrópicos (distancia a pozos de extracción de agua subterránea y densidad de canales de riego y pozos).

DISCUSIÓN

En Argentina, una dimensión aún pendiente por explorar es la recuperación de sitios degradados por actividades agríco-

las en las tierras secas irrigadas (Guida-Johnson et al., 2017). De acuerdo con los resultados de una revisión bibliográfica realizada a partir de trabajos publicados e indexados en la base de datos de Scopus (Rovere, 2015), no existirían antecedentes de investigación científica básica ni aplicada orientada a la restauración productiva en nuestro país. Posiblemente, la ausencia de legislación ambiental en relación a la restauración de territorios afectados por actividades agropecuarias sea al menos una de las causas de este vacío de información (Zuleta et al., 2015; Pérez et al., 2018). Sin embargo, más recientemente, distintas investigaciones han indagado sobre la fisiología de algunas especies con potencial para ser utilizadas en proyectos de restauración productiva en zonas áridas y semiáridas (Paredes et al., 2019; Rodríguez Araujo et al., 2019; Milano, 2018; Villagra et al., 2019). Dichos antecedentes, junto con las experiencias de cultivos agroecológicos que existen en las áreas irrigadas de Mendoza, destacan el potencial de esta propuesta para abordar el problema de la salinización secundaria.

En este trabajo se identificaron variables derivadas de imágenes satelitales, en particular bandas e índices de salinidad y vegetación, para ser utilizadas en la detección y monitoreo de sitios afectados por salinidad del suelo en las áreas irrigadas de Mendoza. En este contexto, deben señalarse varios aspectos. En primer lugar, no existe un índice universal que pueda aplicarse a todos los casos, ya que los niveles de salinidad y cobertura vegetal son muy variables (Gorji et al., 2019). Incluso, al comparar los resultados obtenidos con aquellos reportados en la literatura, se encuentran varias divergencias que se desarrollan a continua-

Tabla 3. Modelos de regresión múltiple con mayores valores del coeficiente de determinación (R^2), considerando a la conductividad eléctrica (CE) como la variable respuesta. Se evaluaron los datos divididos por cuenca y se subdividieron de acuerdo a rangos de CE. Se indican las variables explicativas y su valor p

Table 3. Multiple regression models with the highest values for the coefficient of determination (R^2), considering electrical conductivity (EC) as the response variable. Data was divided by basins and subdivided according to EC ranges. Explanatory variables and their p -value are indicated

Rango de CE (dS/m)	Clase de suelo salino	Cuenca del Río Mendoza			Cuenca del Río Tunuyán			Cuenca del Río Desaguadero		
		R^2	Variables	p	R^2	Variables	p	R^2	Variables	p
Completo	Todas	0,12	Elevación SI5	<0,0001 0,0003	0,03	CRSI SI4 Dens pozos Dist pozos	0,0075 0,0546 0,0465 0,1334	0,14	VSSI Dist pozos	<0,0001 0,1467
0-2	No salino	0,16	Dist pozos Dist canales I2 Pendiente	0,0122 0,0884 0,0120 0,0586	0,15	Dens canales SI1 SI2 COSRI CRSI	0,0001 0,0126 0,0080 0,0395 0,1169	0,23	Elevación Dens canales Dist canales SI1	0,0422 0,0085 0,0544 0,1073
2-4	Ligeramente salino	0,14	Elevación Dens pozos Dens canales CRSI	0,0453 0,0101 0,0492 0,0590	0,03	Banda G	0,0825	0,20	Pendiente	0,0016

Rango de CE (dS/m)	Clase de suelo salino	Cuenca del Río Mendoza			Cuenca del Río Tunuyán			Cuenca del Río Desaguadero		
		R ²	Variables	p	R ²	Variables	p	R ²	Variables	p
4-8	Moderadamente salino	0,00			0,17	Pendiente	0,0023	n insuficiente		
> 8	Fuertemente y muy fuertemente salino	0,40	CRSI Dens pozos Elevación	0,0002 0,0996 0,0028	0,09	COSRI	0,0704	0,55	SI2 Pendiente	0,0017 0,0227

Banda G corresponde a la región del verde del espectro electromagnético. Índices de salinidad: *Salinity Index* (SI), *Intensity index* (I). Índices de vegetación: *Vegetation Soil Salinity Index* (VSSI), *Canopy Response Salinity Index* (CRSI), *Combined Spectral Response Index* (COSRI). Covariables ambientales: elevación y pendiente. Covariables antrópicas: distancia a canales de riego (Dist canales), distancia a pozos de extracción de agua subterránea (Dist pozos), densidad de canales de riego (Dens canales), densidad de pozos de extracción de agua subterránea (Dens pozos).

ción. Por lo tanto, es necesario abordar estudios de caso específicos. En segundo lugar, la tecnología de sensores remotos ofrece amplias ventajas para monitorear los procesos de salinización con alta eficiencia, bajo costo y gran resolución temporal (Muller & van Niekerk, 2016; Wang et al., 2020). Este tipo de enfoque resulta especialmente valioso si se consideran los altos costos y esfuerzos involucrados en los métodos tradicionales de muestreo a campo (Abbas et al., 2013; Davis et al., 2019). En tercer lugar, si bien se encontraron niveles de ajuste moderados para los modelos de regresión analizados, cabe destacar que otros trabajos publicados en la literatura también reportan valores bajos de ajuste (Douaoui et al., 2006; Lhissoui et al., 2014; Davis et al., 2019). De todas maneras, una regresión con valores intermedios para el coeficiente de determinación puede igualmente utilizarse para orientar la detección de zonas afectadas a partir de la elaboración de mapas de calor (Davis et al., 2019), los cuales señalan sitios con mayor probabilidad de afectación. Por todo lo expuesto, los resultados emergentes de este trabajo tienen gran potencial de aplicación.

En el caso del área de estudio analizada, se encontró mejor ajuste de los modelos al analizar los datos divididos de acuerdo a la cuenca en la que se localizaron los sitios de muestreo de suelos. Esto sugiere que la extensión y heterogeneidad de condiciones del área irrigada generan una gran variabilidad en la respuesta del suelo y la vegetación a la salinidad, lo que se traduce en una respuesta poco consistente de la reflectancia. Analizando la literatura, los mayores niveles de ajuste observados en otros estudios ($R^2 > 0.80$) se asocian con áreas entre 2

y 100 veces menores que la analizada en este trabajo y conjuntos de datos de calibración entre 6 y 24 veces menores que los utilizados aquí (Fernández Buces et al., 2006; Abbas et al., 2013; Elhag, 2016; Wang et al., 2020). Posiblemente si se analizaran territorios menos extensos y más homogéneos en el Oasis Norte (en cuanto al uso del suelo, el tipo de cultivo, la historia de uso y las prácticas de manejo implementadas) se encuentren relaciones más robustas entre las variables derivadas de imágenes satelitales y la salinidad del suelo. Por otro lado, al dividir los datos de acuerdo a los rangos de CE, tanto para el conjunto de datos completo como dividido por cuenca, se encontró mejor ajuste de los modelos para los sitios fuertemente y muy fuertemente salinos. A la inversa, Douaoui et al. (2006) encontraron menores coeficientes de correlación para sitios asociados a CE mayor a 8 dS/m comparados con el conjunto completo de datos.

Con respecto a las variables explicativas incluidas, las bandas de la región del visible y del infrarrojo cercano del espectro electromagnético fueron evaluadas porque se reportaron relaciones significativas entre estas y la CE (Davis et al., 2019; Nguyen et al., 2020). Sin embargo, solo uno de los modelos retuvo una banda como variable explicativa y la misma resultó estadísticamente significativa: la banda de la región del verde de Landsat 7 ETM+. Mientras que Nguyen et al. (2020) encontraron asociaciones entre la CE y las bandas del infrarrojo cercano y el infrarrojo medio; Davis et al. (2019) encontraron mejores ajustes con las bandas de la región del azul y el rojo. Asimismo, se incluyeron 14 índices de salinidad utilizados en la literatura como variables explicativas. De los seleccionados en los

modelos con mejor ajuste, solo cinco fueron estadísticamente significativos: tres versiones del *Salinity Index* (SI), dos incluyen solo las bandas del azul y el rojo en su expresión, mientras que el tercero se calcula a partir de las bandas del verde, el rojo y el infrarrojo cercano; el *Brightness Index* (BI), que se calcula a partir de las bandas del rojo y el infrarrojo cercano; y una versión del *Intensity index* (I) calculado a partir de las bandas del verde, el rojo y el infrarrojo cercano (Douaoui et al., 2006; Abbas et al., 2013; Lhissoui et al., 2014; Elhag, 2016; Nguyen et al., 2020; Wang et al., 2020). De los índices de vegetación evaluados como variables explicativas, solo resultaron estadísticamente significativos aquellos índices elaborados específicamente para detectar vegetación afectada por salinidad: *Vegetation Soil Salinity Index* (VSSI) (Nguyen et al., 2020), *Canopy Response Salinity Index* (CRSI) (Scudiero et al., 2015) y *Combined Spectral Response Index* (COSRI) (Fernández Buces et al., 2006).

Con relación a las covariables explicativas, cabe destacar el rol que tuvieron los factores ambientales y antrópicos considerados dado que fueron incluidos en todos los modelos seleccionados. Todas las covariables analizadas han sido asociadas como factores causales del proceso de salinización en el Oasis Norte (Guida-Johnson et al., 2020). En dicho estudio, a partir de la implementación de un modelo espacialmente explícito que consideró características del soporte físico (elevación, pendiente, índice de aridez, textura del suelo y cantidad de calcáreo total) y del uso antrópico (distancia y densidad de canales de riego y pozos de extracción de agua subterránea), se identificó la elevación, la textura

del suelo y la cantidad de calcáreo total del suelo como las variables que más explican la variación espacial de la salinidad del suelo. En este trabajo, analizando las covariables explicativas que fueron retenidas en los modelos y resultaron estadísticamente significativas, se encontró que 7 de los 18 modelos seleccionados incluyeron la elevación, 5 incluyeron la densidad de canales de riego, y 3 incluyeron la pendiente o la densidad de pozos de extracción de agua subterránea. La elevación se encuentra correlacionada con la profundidad al nivel freático (Morábito et al., 2004; Mirábile et al., 2006), mientras que la pendiente puede estar relacionada con la escorrentía. Tanto la densidad de canales de riego como de pozos de extracción de agua dan cuenta de la infraestructura del sistema de riego. Esto parecería indicar que la relación entre las variables derivadas de sensores remotos y la salinidad varían con el contenido de humedad del suelo. Estudios previos han determinado que la humedad del suelo afecta la reflectancia de las sales presentes en el mismo (Metternicht & Zinck, 2003; Howari, 2003).

CONCLUSIONES

Este trabajo constituye una primera aproximación al diseño de una herramienta que permita detectar y monitorear sitios afectados por salinidad del suelo a partir de sensores remotos en las áreas irrigadas de Mendoza. Las recomendaciones que surgen a partir de los resultados obtenidos son: la utilización de índices de salinidad (tales como *Salinity Index*, *Brightness Index* o *Intensity index*) e índices de vegetación elaborados específicamente para detectar vegetación afectada por salinidad (*Vegetation*

Soil Salinity Index, Canopy Response Salinity Index o *Combined Spectral Response Index*), así como la inclusión de covariables explicativas vinculadas al contenido de humedad del suelo; la selección de un área de estudio más homogénea; y el análisis de los niveles de salinidad del suelo en rangos. Las ecuaciones de regresión que se obtengan de los modelos seleccionados permitirán extrapolar los valores de salinidad a otros sitios no medidos en campo y así localizar fácilmente áreas afectadas. Esta posibilidad, junto con la disponibilidad libre de imágenes satelitales como las que se utilizaron en este trabajo, resalta el potencial de una herramienta de este tipo. La misma permitiría la planificación de la restauración a escala de paisaje, lo que resulta fundamental para orientar las acciones de restauración productiva a fin de cerrar las brechas de rendimiento en las tierras irrigadas de regiones áridas y semiáridas.

AGRADECIMIENTOS

La autora agradece a dos revisores/as anónimos/as cuyas observaciones y sugerencias contribuyeron a mejorar el manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- ABBAS, A., S. KHAN, N. HUSSAIN, M.A. HANJRA & S. AKBAR, 2013. Characterizing soil salinity in irrigated agriculture using a remote sensing approach. *Physics and Chemistry of the Earth* 55-57: 43-52.
- AMEZKETA, E., 2006. An integrated methodology for assessing soil salinization, a pre-condition for land desertification. *Journal of Arid Environments* 67: 594-606.
- ARONSON, J., C. FLORET, E. LE FLOCH, C. OVALLE & R. PONTANIER, 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the South. *Restoration Ecology* 1: 8-17.
- CECCON, E., 2013. Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. México: Ediciones Díaz de Santos.
- DAVIS, E., C. WANG & K. DOW, 2019. Comparing Sentinel-2 MSI and Landsat 8 OLI in soil salinity detection: a case study of agricultural lands in coastal North Carolina. *International Journal of Remote Sensing* 40: 6134-6153.
- DEL RÍO-MENA, T., L. WILLEMEN, G.T. TEFAMARIAM, O. BEUKES & A. NELSON, 2020. Remote sensing for mapping ecosystem services to support evaluation of ecological restoration interventions in an arid landscape. *Ecological Indicators* 113: 106182.
- DOUAOUI, A.E.K., H. NICOLAS & C. WALTER, 2006. Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data. *Geoderma* 134: 217-230.
- ELHAG, M., 2016. Evaluation of different soil salinity mapping using remote sensing techniques in arid ecosystems, Saudi Arabia. *Journal of Sensors* 2016: 1-8.
- FERNÁNDEZ BUCES, N., C. SIEBE, S. CRAM & J.L. PALACIO, 2006. Mapping soil salinity using a combined spectral response index for bare soil and vegetation: a case study in the former lake Texcoco, Mexico. *Journal of Arid Environments* 65: 644-667.
- FOLEY, J.A. et al., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.
- FOLEY, J.A. et al., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478: 337-342.
- GARCÍA-PALACIOS, P., M.R. ALARCÓN, J.L. TENORIO & S.S. MORENO, 2019. Ecological intensification of agriculture in drylands. *Journal of Arid Environments* 167: 101-105.
- GORELICK, N., M. HANCHER, M. DIXON, S. ILYUSHCHENKO, D. THAU & R. MOORE, 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for

- everyone. *Remote Sensing of Environment* 202: 18-27.
- GORJI, T., A. YILDIRIM, N. HAMZEH-POUR, A. TANIK & E. SERTEL, 2020. Soil salinity analysis of Urmia Lake Basin using Landsat-8 OLI and Sentinel-2A based spectral indices and electrical conductivity measurements. *Ecological Indicators* 112: 106173.
- GORJI, T., A. YILDIRIM, E. SERTEL & A. TANIK, 2019. Remote sensing approaches and mapping methods for monitoring soil salinity under different climate regimes. *International Journal of Environment and Geoinformatics* 6: 33-49.
- GUIDA-JOHNSON, B., E.M. ABRAHAM & M.A. CONY, 2017. Salinización del suelo en tierras secas irrigadas: perspectivas de restauración en Cuyo. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias Universidad Nacional de Cuyo* 49: 205-215.
- GUIDA-JOHNSON, B., R. SALES & L. MASTRANTONIO, 2020. Planificando territorios rurales sustentables: factores causales de la salinización secundaria en las tierras secas irrigadas del norte de Mendoza. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 9: 170-174.
- GUIDA-JOHNSON, B. & G.A. ZULETA, 2017. Riparian rehabilitation planning in an urban-rural gradient: Integrating social needs and ecological conditions. *Ambio* 46: 578-587.
- HASANUZZAMAN, M., K. NAHAR, M.M. ALAM, P.C. BHOWMIK, M.A. HOSSAIN, M.M. RAHMAN, M.N.V. PRASAD, M. OZTURK & M. FUJITA, 2014. Potential use of halophytes to remediate saline soils. *BioMed Research International* [online] URL: <http://dx.doi.org/10.1155/2014/58934>.
- HOWARI, F.M., 2003. The use of remote sensing data to extract information from agricultural land with emphasis on soil salinity. *Australian Journal of Soil Research* 41: 1243-1253.
- IDR, 2005. Determinación de usos del suelo mediante análisis multitemporal de imágenes Landsat en los oasis de la Provincia de Mendoza.
- JARVIS, A., H.I. REUTER, A. NELSON & E. GUEVARA, 2008. Hole-filled seamless SRTM data V4. International Centre for Tropical Agriculture (CIAT).
- JESUS, J.M., A.S. DANKO, A. FIÚZA & M.T. BORGES, 2015. Phytoremediation of salt-affected soils: a review of processes, applicability, and the impact of climate change. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 6511-6525.
- KOUTROULIS, A.G., 2019. Dryland changes under different levels of global warming. *Science of the Total Environment* 655: 482-511.
- LHISSOUI, R., A. EL HARTI & K. CHOKMANI, 2014. Mapping soil salinity in irrigated land using optical remote sensing data. *Eurasian Journal of Soil Science* 3: 82-88.
- MCDONALD, T., G.D. GANN, J. JONSON & K.W. DIXON, 2016. International standards for the practice of ecological restoration - including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C.
- MERONI, M., A. SCHUCKNECHT, D. FASBENDER, F. REMBOLD, F. FAVA, M. MAUCLAIRE, D. GOFFNER, L.M. DI LUCCHIO & U. LEONARDI, 2017. Remote sensing monitoring of land restoration interventions in semi-arid environments with a before-after control-impact statistical design. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 59: 42-52.
- METTERNICHT, G.I. & J.A. ZINCK, 2003. Remote sensing of soil salinity: Potentials and constraints. *Remote Sensing of Environment* 85: 1-20.
- MIGUEL, M.F., H.S. BUTTERFIELD & C.J. LORTIE, 2020. A meta-analysis contrasting active versus passive restoration practices in dryland agricultural ecosystems. *PeerJ* 8: e10428.
- MILANO C., 2018. Leguminosas herbáceas nativas: una alternativa para la restauración de pastizales y suelos degradados en

- el sudoeste bonaerense. Tesis de maestría. Universidad Nacional del Sur
- MIRÁBILE, C., J. MORÁBITO, M. MANZANERA & D. TOZZI, 2006. Dinámica de la salinidad del suelo en el oasis del río Tunuyán inferior comparación 1985-2002. En: III Jornadas de Actualización en Riego y Fertilización. Mendoza.
- MORÁBITO, J., C. MIRÁBILE, P. PIZZUOLO, D. TOZZI & L. MANZANERA, M. MASTRANTONIO, 2004. Salinidad de suelos regadíos e incultos en el oasis norte de Mendoza. En: XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná.
- MULLER, S.J. & A. VAN NIEKERK, 2016. An evaluation of supervised classifiers for indirectly detecting salt-affected areas at irrigation scheme level. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation* 49: 138-150.
- NGUYEN, K.A., Y.A. LIOU, H.P. TRAN, P.P. HOANG & T.H. NGUYEN, 2020. Soil salinity assessment by using near-infrared channel and Vegetation Soil Salinity Index derived from Landsat 8 OLI data: a case study in the Tra Vinh Province, Mekong Delta, Vietnam. *Progress in Earth and Planetary Science* 7: 1-16.
- ONDTYD, 2010. Índice de aridez climático para Argentina, 2010.
- ORSI, F. & D. GENELETTI, 2010. Identifying priority areas for forest landscape restoration in Chiapas (Mexico): an operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. *Landscape and Urban Planning* 94: 20-30.
- PAREDES, D.A., M.E. RODRIGUEZ ARAUJO & D.R. PÉREZ, 2019. Germination of three Fabaceae species of interest for ecological restoration in the Southern Monte, Patagonia, Argentina. *Quebracho* 26: 68-78.
- PEÑA, H., 2016. Desafíos de la seguridad hídrica en América Latina y el Caribe.
- PEREYRA, N.M., 2019. Proyecto para el desarrollo del mercado interno de la producción orgánica y agroecológica en la provincia de Mendoza. En: 1° Congreso Argentino de Agroecología. pp. 1198-1201.
- PÉREZ, D.R., P. MELI, D. RENISON, F. BARRI, A. BEIDER, G. BURGUEÑO, A. DALMASSO, S. DARDANELLI, M. DE PAZ, F. FARINACCIO, G. PAPAIZIAN, M. SIROMBRA & R. TORRES, 2018. La Red de Restauración Ecológica de la Argentina (REA): Avances, vacíos y rumbo a seguir. *Ecología Austral* 28: 353-360.
- PORTA CASANELLAS, J., M. LÓPEZ-ACEVEDO REGUERÍN & C. ROQUERO DE LABURU, 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa.
- QADIR, M., E. QUILLÉROU, V. NANGIA, G. MURTAZA, M. SINGH, R.J. THOMAS, P. DRECHSEL & A.D. NOBLE, 2014. Economics of salt-induced land degradation and restoration. *Natural Resources Forum* 38: 282-295.
- QADIR, M., A. GHAFOR & G. MURTAZA, 2000. Amelioration strategies for saline soils: A review. *Land Degradation and Development* 11: 501-521.
- QADIR, M., J.D. OSTER, S. SCHUBERT, A.D. NOBLE & K.L. SAHRAWAT, 2007. Phytoremediation of sodic and saline-sodic soils. *Advances in Agronomy* 96: 197-247.
- RODRÍGUEZ ARAUJO, M.E., C. MILANO & D.R. PÉREZ, 2019. Germinación de *Ephedra ochreatea* Miers para la restauración de ambientes áridos en Argentina. *Agrociencia* 53: 617-629.
- ROVERE, A.E., 2015. Review of the science and practice of restoration in Argentina: Increasing awareness of the discipline. *Restoration Ecology* 23: 508-512.
- SCUDIERO, E., T.H. SKAGGS & D.L. CORWIN, 2015. Regional-scale soil salinity assessment using Landsat ETM+ canopy reflectance. *Remote Sensing of Environment* 169: 335-343.
- SER, 2004. The SER International Primer on ecological restoration.
- UNCCD, 2012. Desertification: a visual synthesis.

- VAN DEN BOSCH, M.E., L. ABRAHAM & L. ALTURRIA, 2015. Viticultura agroecológica en la provincia de Mendoza. Razones de su adopción y consecuencias de la experiencia. En: V Congreso Latinoamericano de Agroecología.
- VILLAGRA, P., J. ALVAREZ, P. MEGLIOLI, N. LANA & M. CONY, 2019. The challenge of restoring salinized environments in irrigated arid lands of Western Argentina: Salt tolerance thresholds in *Prosopis* species. En: 8th World Conference on Ecological Restoration.
- VILLAGRA, P.E., C.B. PASSERA, S. GRECO, C.E. SARTOR, P.A. MEGLIOLI, J.A. ALVAREZ, S. DÁGATA, C. VEGA RIVEROS, L.I. ALLEGRETTI, M.E. FERNÁNDEZ, B. GUIDA-JOHNSON, N.B. LANA & M.A. CONY, 2020. Ecological restoration and productive recovery of saline environments from the Argentine Monte Desert using native plants. En: Taleisnik, E. & R. S. Lavado (Eds.). *Saline and Alkaline Soils in Latin America*. pp. 313-338.
- VILLAGRA, P.E., G.E. DEFOSSÉ, H.F. DEL VALLE, S. TABENI, M. ROSTAGNO, E. CESCA & E. ABRAHAM, 2009. Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert: Implications for their management. *Journal of Arid Environments* 73: 202-211.
- WANG, J., J. DING, D. YU, D. TENG, B. HE, X. CHEN, X. GE, Z. ZHANG, Y. WANG, X. YANG, T. SHI & F. SU, 2020. Machine learning-based detection of soil salinity in an arid desert region, Northwest China: A comparison between Landsat-8 OLI and Sentinel-2 MSI. *Science of the Total Environment* 707: 136092.
- YOUNG, N.E., R.S. ANDERSON, S.M. CHIGNELL, A.G. VORSTER, R. LAWRENCE & P.H. EVANGELISTA, 2017. A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology* 98: 920-932.
- ZHANG, T.T., S.-L. ZENG, Y. GAO, Z.-T. OUYANG, B. LI, C.-M. FANG & B. ZHAO, 2011. Using hyperspectral vegetation indices as a proxy to monitor soil salinity. *Ecological Indicators* 11: 1552-1562.
- ZHOU, D., Z. LIN, L. LIU & D. ZIMMERMANN, 2013. Assessing secondary soil salinization risk based on the PSR sustainability framework. *Journal of Environmental Management* 128: 642-654.
- ZULETA, G., A.E. ROVERE, D. PÉREZ, P.I. CAMPANELLO, B. GUIDA-JOHNSON, C. ESCARTÍN, A. DALMASSO, D. RENISON, N. CIANO & J. ARONSON, 2015. Establishing the ecological restoration network in Argentina: From Rio1992 to SIACRE2015. *Restoration Ecology* 23: 95-103.

Recibido: 10/2020
Aceptado: 12/2020