



EVALUACIÓN DE LA INFILTRACIÓN EN DOS COMPLEJOS SUELO-VEGETACIÓN EN EL MONTE DE SAN JUAN (ARGENTINA)

EVALUATION OF INFILTRATION IN TWO SOIL-VEGETATION COMPLEXES IN MONTE OF SAN JUAN (ARGENTINA)

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

1. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

2. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA San Juan, Argentina.

3. Universidad Nacional de San Juan, Argentina.

*tapiaraul7@gmail.com

Citar este artículo

TAPIA, R., J. CARMONA CROCCO & M. MARTINELLI. 2022. Evaluación de la infiltración en dos complejos suelo-vegetación en el Monte de San Juan (Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 57: 769-784.

 DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v57.n4.36882>

SUMMARY

Background and aims: The functioning of arid zone ecosystems depends on the fraction of precipitation that enters the soil and can be absorbed by vegetation. Vegetation affects infiltration by modifying droplet size, altering soil structure and changing microtopography. The objective of this study was to evaluate infiltration parameters in two soil-vegetation complexes in the central Monte region of San Juan.

M&M: Visual interpretation of satellite images and fieldwork identified and characterized soil-vegetation complexes (SVCs). Bare soil and covered soil were the two surface conditions defined for each SVCs. A simple ring and variable load infiltrometer performed the infiltration tests. The samples taken from the soil determined texture, organic matter content, apparent density, available nitrogen, and salinity, among others.

Results and Conclusions: Two SVCs were recognized: one dominated by *Prosopis flexuosa* and the other by *Larrea divaricata*. In the first complex, the soil presented a sandy clay loam texture, while in the second the texture was sandy loam. In both SVC, mean infiltration speed ($p=0.03$), basic ($p=0.02$) and initial infiltration ($p=0.02$) were statistically different between bare soil and covered soil. In addition, mean infiltration rate was 2.48 times higher in the complex dominated by carob trees compared to bare soil. These results suggest that the presence of vegetation favors the infiltration and entry of water into the soil. These data could be used as inputs for the elaboration or adjustment of hydrological models of the Monte.

KEY WORDS

Dry land, infiltration, native vegetation, soil, water dynamics.

RESUMEN

Introducción y objetivos: El funcionamiento de los ecosistemas de zonas áridas depende de la fracción de la precipitación que ingresa en el suelo y puede ser absorbida por la vegetación. La vegetación afecta la infiltración al modificar el tamaño de la gota; alterar la estructura del suelo y cambiar la microtopografía. El objetivo del trabajo fue evaluar parámetros de infiltración en dos complejos de suelo-vegetación en el Monte central de San Juan.

M&M: Se identificaron y caracterizaron los complejos suelo-vegetación (CSV) mediante interpretación visual de imágenes satelitales y trabajo de campo. Para cada CVS, se definieron dos condiciones de superficie (suelo desnudo y suelo cubierto) y se realizaron ensayos de infiltración con un infiltómetro de anillo simple y carga variable. Se tomaron muestras de suelo y se determinó textura, contenido de materia orgánica, densidad aparente, nitrógeno disponible, salinidad, entre otros.

Resultados y Conclusiones: Se reconocieron dos CSV; uno dominado por algarrobo (*Prosopis flexuosa*) y otro por jarilla (*Larrea divaricata*). En el primer complejo, el suelo presentó una textura franco-arcillo-arenoso, mientras que en el segundo la textura fue franco-arenoso. En ambos CSV, la velocidad media de infiltración ($p=0,03$), infiltración básica ($p=0.02$) e inicial ($p= 0.01$) fueron estadísticamente diferentes entre suelo desnudo y suelo cubierto. Además, la velocidad media de infiltración fue 2.48 veces mayor en el complejo dominado por algarrobo respecto de suelo desnudo. Estos resultados sugieren que la presencia de vegetación favorece la infiltración y el ingreso de agua al suelo. Esta información podría ser utilizada para la elaboración o ajuste de modelos hidrológicos del Monte.

PALABRAS CLAVES

Dinámica hídrica, infiltración, suelo, vegetación nativa, zonas áridas.

Recibido: 4 Mar 2022

Aceptado: 31 Oct 2022

Publicado impreso: 30 Dic 2022

Editora: Silvia Lomáscolo 

ISSN versión impresa 0373-580X

ISSN versión on-line 1851-2372

INTRODUCCIÓN

Las zonas que tienen un índice de aridez (precipitación anual media / evapotranspiración potencial media) comprendido entre 0,05 y 0,65 son definidas como zonas áridas (Middleton & Thomas, 1997). Los ecosistemas áridos y semiáridos ocupan al menos 1/3 de la superficie terrestre y son el soporte donde vive aproximadamente 1/5 de la población mundial (Reynolds *et al.*, 2005; Schimel, 2010; Maestre *et al.*, 2012; Baldi *et al.*, 2015). En estos sistemas, se reconoce una marcada heterogeneidad espacial que responde a la amplia variación en los patrones de temperatura y precipitación (Aguilar *et al.*, 2004). Esta heterogeneidad climática determina una irregularidad en la distribución de la vegetación, con “parches” de plantas vasculares y áreas abiertas, “interparches”, desprovistas de vegetación (Valentin *et al.*, 1999). En relación a la dinámica hídrica de estos ambientes, se debe destacar la existencia, casi constante, de un balance hídrico negativo, lo que genera una situación de déficit hídrico permanente, debido a la bajas precipitaciones y elevada evapotranspiración potencial (Wilcox *et al.*, 2003; Newman *et al.*, 2006).

La vegetación de los ambientes áridos desempeña un rol clave en la dinámica hídrica, ya que influye fuertemente en el reparto de los flujos del agua. La partición de los flujos de agua en estos sistemas naturales se encuentra determinada por la interacción entre la precipitación, la vegetación y el suelo (Chapin *et al.*, (2002); Knapp *et al.*, (2002); Nicholson, (2011); Magliano *et al.*, (2016) y Magliano *et al.*, (2019). En relación al papel desempeñado por la componente vegetal, es bien conocido que los sitios más vegetados presentan mayor transpiración, menor escurrimiento y mayor tasa de infiltración que los sitios menos vegetados (Newman *et al.*, 2006; Schlesinger & Jasechko, 2014). Además, la interacción entre la lluvia y el canopeo vegetal divide el agua de un evento y origina tres formas: interceptación, caída directa y flujo troncal, las cuales representan en promedio el 24,0; 69,8 y 6,2% respectivamente (Magliano *et al.*, 2019).

Una vez en el suelo, el agua ingresa al mismo mediante el proceso de infiltración, el cual sucede a una velocidad que depende de múltiples variables biofísicas tales como las características

físico-químicas del suelo, su grado de saturación, contenido de materia orgánica y la condición de superficie (suelo cubierto por vegetación o suelo desnudo) (Tamhane *et al.*, 1978; Chow *et al.*, 1994; Zapata Sierra & Manzano Agugliaro, 2008; Karlin *et al.*, 2019; Tapia & Martinelli, 2019). La velocidad de ingreso del agua al perfil edáfico es, en general, elevada al inicio del proceso debido a que el gradiente matricial de succión inicial es elevado en las capas superficiales, en particular cuando el suelo está seco; a medida que transcurre el tiempo, la velocidad tiende a decrecer hasta que se alcanza la infiltración básica, momento en el que la variación en la velocidad de infiltración se vuelve constante (Buol *et al.*, 1981; Porta *et al.*, 1994). Respecto a la condición de superficie del suelo, Dunne *et al.*, (1991), Jiménez *et al.*, (2006) y Karlin *et al.*, (2019) reportan que existe una relación de dependencia entre la presencia de vegetación y la tasa de infiltración, de tal manera que las características y/o atributos de la primera modifica la ocurrencia de la segunda. Un ejemplo de esta relación se observa entre la presencia de raíces y el incremento del espacio poroso. Las raíces de las plantas son capaces de incrementar la porosidad total del suelo bajo su influencia, lo que se refleja en una mayor permeabilidad y en consecuencia en un incremento en la facilidad de circulación del agua y el drenaje hacia horizontes inferiores (Jarrett & Hoover, 1985; Archer *et al.*, 2002; Liu *et al.*, 2011). En sentido opuesto, múltiples estudios sostienen que cuando el suelo es despojado de su vegetación experimenta diversos grados de compactación, lo cual reduce su estabilidad estructural y genera efectos adversos sobre la densidad aparente, la porosidad total y finalmente sobre la tasa de infiltración (Tollner *et al.*, 1990; Oussible *et al.*, 1992; Ishaq *et al.*, 2003).

La provincia de San Juan pertenece a las zonas áridas y semiáridas de Argentina, en esta localidad se reconocen dos fisonomías claramente definidas: la estepa arbustiva, donde predominan especies perteneciente a la familia Zygophyllaceae (*Larrea* spp. y *Bulnesia retama* [Gillies ex Hook. & Arn. Griseb]) y el bosque abierto que tienen como especies dominantes a *Prosopis flexuosa* (D.C.) y *Prosopis chilensis* (Molina Stuntz emend. Burkart) (Morello, 1958; Cabrera, 1994). En la estepa arbustiva, *Larrea divaricata* (Cav.) se constituye como una de las especies dominantes en determinados ambientes, debido a que tiene

una gran capacidad de establecerse y colonizar sitios degradados (Marchesini, 2011; Steinaker *et al.*, 2016; Magliano *et al.*, 2017; Lumbreras *et al.*, 2019). Por su parte, en el bosque abierto las principales especies arbóreas son *P. flexuosa* (algarrobo dulce) y *P. chilensis* (algarrobo blanco), las cuales dan lugar a la formación de dos tipos de estructuras boscosas: bosques en galería (asociados a los cauces de agua) y bosques de llanura (Roig *et al.*, 1992). Según Alvarez & Villagra (2010), *P. flexuosa* puede ser considerada como una especie clave en términos del funcionamiento del sistema, ya que la presencia de esta especie, al proporcionar sombra bajo su dosel, reducir la incidencia solar y la temperatura e incrementar la oferta hídrica, facilita la instalación de otras especies vegetales, con lo cual se favorece la biodiversidad y se contribuye a la estabilidad del sistema.

En la región del Monte, el bosque de *P. flexuosa* o “algarrobal” se presenta en márgenes de ríos, y cuando las precipitaciones son menores a 400 mm, aparece exclusivamente en lugares con una provisión extra de agua en profundidad (Perosa, 2010). Este bosque, presenta un estrato arbóreo muy abierto dominado por *P. flexuosa* (especie principal) o por *P. chilensis*, acompañados por *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn. Burkart); el estrato arbustivo es dominado por *Atamisquea emarginata* (Kuntze) y especies del género *Larrea* (Morello, 1958; Cabrera, 1994). En términos estructurales, se trata de unidades vegetales cuya cobertura promedio varía entre 30 y 35%, los individuos adultos tienen una altura promedio de tres metros y generalmente presentan de cuatro a seis fustes. Como otras especies de *Prosopis*, esta leguminosa produce el enriquecimiento del suelo por medio de la fijación de nitrógeno y brinda importantes recursos a los pobladores locales (leña, forraje, sombra, entre otros) (Roig, 1992). Los frutos son consumidos por animales domésticos (en mayor proporción ganado vacuno y caprino), fauna nativa (roedores y aves) (Whitford, 2002) y muchas especies de invertebrados (Kingsolver *et al.*, 1976).

En relación al uso histórico del bosque y en correlato con el contexto mundial y nacional, cabe destacar que el algarrobal fue sometido a prácticas extractivas que no tuvieron en cuenta su tasa de regeneración y provocaron el retroceso de la superficie cubierta por el mismo. A principios del siglo XX, producto del crecimiento de

actividades tales como la minería, la agricultura y la construcción de ferrocarriles, se necesitaron grandes cantidades de madera y leña que fueron tomadas principalmente del bosque nativo, dando inicio a un uso no sostenible que derivó en la sobreexplotación de los bosques de *Prosopis* y *Bulnesia* (Rojas *et al.*, 2009; Rojas, 2013). Durante las primeras décadas del siglo XX se habrían perdido más del 60% de todos los bosques nativos de la Argentina, y para la provincia de San Juan la disminución habría sido cercana al 75% (Agüero *et al.*, 2018). Diversos estudios advierten sobre las consecuencias ecosistémicas de los procesos de deforestación, siendo los efectos más o menos pronunciados en función de las características propias de los ecosistemas. En el caso particular de los ecosistemas secos, Navas (2019) señala que, dada sus propiedades, estos sistemas son especialmente susceptibles a la degradación de sus atributos estructurales y funcionales. En ese sentido y sobre la base de la estrecha relación entre la vegetación, el suelo y el agua antes expuesta, es posible suponer que la pérdida de bosque afectó negativamente la tasa de infiltración y modificó la dinámica del agua a escala de suelo. Sin embargo, también se debe señalar que hasta la fecha son escasos los estudios orientados a describir y cuantificar tal efecto en los complejos suelos-vegetación en el Monte de San Juan, con lo cual la implementación de prácticas de manejo integrado tendientes a promover la conservación del bosque del Monte, podrían tener un impacto limitado.

En un contexto de cambio climático y sequía extrema, que actualmente caracterizan a la provincia de San Juan, entender y cuantificar el proceso de infiltración en los complejos suelo-vegetación del Monte podría ser un aspecto clave y además tener múltiples aplicaciones: podría aportar información para avanzar en el desarrollo de un modelo hidrológico general que permita identificar los puntos de control y así tomar medidas orientadas al manejo de los bosques y el agua; podría ser un insumo en los procesos de restauración ecológica de los ambientes degradados, podría aportar información a los modelos de diversidad-estabilidad de estos sistemas, entre otras aplicaciones. Por lo expuesto, en el presente trabajo, evaluamos la hipótesis que la presencia de vegetación nativa, al mejorar las condiciones del suelo, favorece la tasa de infiltración y que además

este efecto positivo es diferente en las distintas comunidades vegetales del Monte. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la velocidad media de infiltración, infiltración base y lámina promedio acumulada en dos complejos suelo-vegetación del desierto hiper-árido de San Juan.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El trabajo se realizó en la localidad de Bermejo, departamento Caucete, provincia de San Juan, Argentina. El sitio se enmarca en la provincia fitogeográfica del Monte y según la clasificación de Köppen su clima es desértico con concentración estival de precipitaciones (BWwka). La temperatura media anual es menor que 18° C y la temperatura del mes más cálido es mayor que 22° C (Poblete & Minetti, 1999). La vegetación del Monte central es uniforme tanto en su fisonomía como en su composición florística. Para el área de trabajo es posible reconocer el predominio del bosque abierto, en el cual se destacan especies como el algarrobo dulce (*P. flexuosa*) y el retamo (*B. retama*), muy degradados por la tala continua (Díaz Bisutti *et al.*, 2015; Martinelli *et al.*, 2017a; Martínez de Escobar & Ribas, 2017). Hidrológicamente esta zona se enmarca en la zona sur de la cuenca de Bermejo, cuya superficie cubre 4800 km² y geológicamente comprende la planicie aluvial del río homónimo donde predominan depósitos cuaternarios de origen fluvial, muchos de ellos de texturas finas debido a sus meandros y cauces abandonados (Damiani, 2016). El tipo de suelo dominante en los lugares más elevados es el Torrifluente típico con incursiones de Torriortente y Torriipsamente típico en aquellos sectores invadidos por médanos. En general, se trata de suelos pobres en materia orgánica (inferior al 2%) y de variada granulometría, con predominio de materiales finos y de naturaleza aluviales y aluviales-coluviales depositados por el río y los cauces temporarios. (Rocca, 1969; INTA, 1976; Suvires, 2004).

Identificación, selección y caracterización del complejo suelo-vegetación

El método empleado para la identificación de los complejos se basó en un enfoque biofísico integral

donde, sobre la base de múltiples geoprocesos, se reconocieron las comunidades vegetales presentes en el área de estudio y se determinó su vinculación con aspectos geomorfológicos y edafológicos. Se tuvo como información de base las coberturas de tipo de suelo (obtenida del Atlas Socioeconómico de la provincia (<http://www.atlas.unsj.edu.ar/>) y la de cobertura vegetal, obtenida del trabajo de Martinelli & Slavutzky (2017). Posteriormente se vincularon las coberturas mediante un análisis espacial de superposición (Bosque Sendra, 1992; Buzai & Baxendale, 2011) y se obtuvo como resultados una nueva cobertura: comunidad vegetal-tipo de suelo (CSV). Sobre la base del trabajo de Alvarez & Villagra (2010), donde se destaca el rol preponderante de *P. flexuosa* como especie clave de Monte, se seleccionaron dos complejos, uno donde *P. flexuosa* es la especie dominante (CSV1) y el otro donde *L. divaricata* es la principal especie (CSV2) (Fig. 1).

Una vez identificados y seleccionados los complejos (CSV1 y CSV2), se procedió a la caracterización florística y edafológica de los mismos. El estudio de las comunidades vegetales se inició con el análisis visual de una imagen satelital Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) (de 30 metros de resolución espacial fechada el 17 de marzo de 2019) y continuó con el análisis digital de una imagen Sentinel 2 (fecha 17 de marzo de 2019). Mediante este último análisis se estimó el índice de vegetación tSAVI, y posteriormente se realizó la clasificación digital Kmeans. Posteriormente, sobre la base de trabajo de campo, se realizó el relevamiento florístico mediante la técnica de transectas lineales de 50 metros de longitud. Se realizaron un total 30 transectas (15 para cada complejo) donde se cuantificó la cobertura vegetal y composición florística mediante el método Point Quadrat modificado (Passera *et al.*, 1983).

En relación a la caracterización edafológica, la misma se realizó para cada complejo seleccionado (CSV1 y CSV2). Dentro de cada uno de estos, se tomaron dos condiciones de suelo: suelo desnudo y suelo cubierto por la vegetación dominante. Se tomaron, de forma aleatoria, un total de 40 muestras (20 por complejo), de las cuales 10 correspondieron a suelo cubierto y 10 a la condición de suelo desnudo. En laboratorio las muestras fueron acondicionadas y se obtuvo la tierra fina seca al aire (TFSA) a la que se le

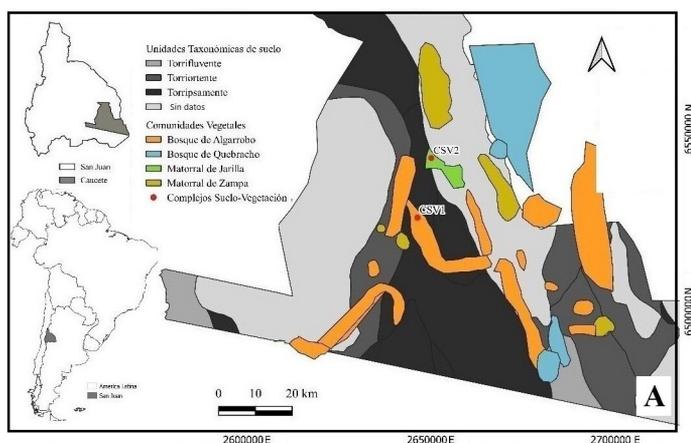


Fig. 1. Unidades cartográficas y comunidades vegetales presentes en la zona de estudio. **A:** ubicación de los complejos suelo-vegetación (CSV). **B:** bosque abierto de *Prosopis*. **C:** jarillal. **D:** medición de la infiltración.

determinó: textura, mediante la técnica de volumen de sedimentación (Nijelsohn & Pilasi, 1962); contenido de materia orgánica (Mo); por el método de Walkley y Black (Nelson & Sommers, 1982); composición granulométrica por tamizado con la norma ASTM D-422; y salinidad mediante el método del extracto de saturación. Además, se estimó la densidad aparente (D_a) mediante un muestreador Eijkelkamp. Este dispositivo cuenta con un cilindro metálico en su extremo inferior, el cual lleva en su interior un cilindro removible de 5 cm de altura y un volumen de 98.2 cm³. Obtenida las muestras de suelo, las mismas se llevaron al laboratorio donde se secaron en estufa a 105 °C por 48 horas y se pesaron para determinar la masa de suelo (Blake & Hartge, 1986).

Determinación de la infiltración

La infiltración se determinó en ambos complejos, previamente seleccionados y caracterizados, como

así también para la condición suelo desnudo y cubierto. Se realizaron un total de 200 ensayos y sobre la base de estos datos se estimó: velocidad media de infiltración (VMI), infiltración básica (IB), infiltración inicial (I_i) y lámina promedio acumulada. Los ensayos de infiltración se realizaron en dos campañas de campo. La primera se desarrolló durante los días 20, 21 y 22 de marzo, mientras que la segunda tuvo lugar durante los días 10, 11 y 12 de abril. En este punto resulta importante poner de relieve que cada ensayo de infiltración se realizó en horas de la mañana y estuvo precedido por un periodo de quince días sin precipitación, con lo cual se aseguró un bajo nivel de humedad volumétrica en el suelo y se redujo así el efecto sobre los valores iniciales de infiltración. Dentro de cada complejo, los sitios de medición se dispusieron al azar y se realizaron 100 ensayos, siendo 50 de ellos efectuados debajo del dosel vegetal y los restantes 50 en suelo desnudo.

Debajo de la canopia, cada ensayo se realizó a una distancia de 20 cm medidos desde el centro de la planta, mientras que en suelo desnudo el sitio de muestreo estuvo separado una distancia de 5 metros, medidos desde el punto donde inicia la copa de la planta.

Se empleó el método del infiltrómetro de anillo simple y carga variable, por ser experimentalmente sencillo y no insumir grandes volúmenes de agua en comparación con otros métodos como el del infiltrómetro de doble anillo, el cual consume aproximadamente dos veces más agua que el método escogido (Li *et al.*, 2019). A pesar que el método escogido muestra un menor ajuste en los datos, su empleo brinda una gran ventaja para el trabajo en las zonas áridas (Sepulveda, 1999; Godagnone *et al.*, 2012; Votrubova *et al.*, 2017; Karlin *et al.*, 2019). En el presente estudio se trabajó con cilindro de plástico (PVC) de 0,21 m de diámetro y 0,12 m de largo. El cilindro se instaló en el suelo a una profundidad de 0,05 m. Se aplicaron cargas hidráulicas de 0,15 m en el anillo, midiendo el tiempo de drenaje y repitiendo el procedimiento hasta alcanzar la infiltración básica (IB).

Al terminar cada ensayo, se procedió a retirar el infiltrómetro; se cavó unos centímetros por debajo del nivel inferior del cilindro y, con ayuda de una cinta métrica, se midió el desplazamiento lateral lo cual permitió contemplar la pérdida de agua y

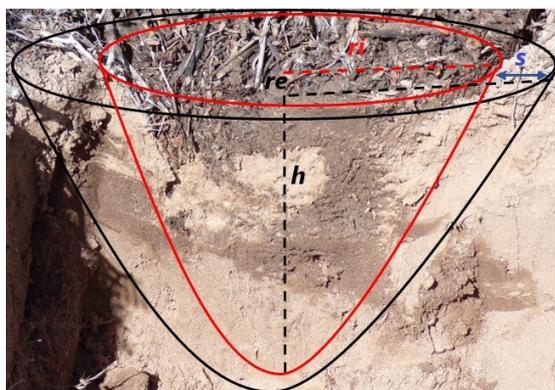


Fig. 2. Esquematación de los paraboloides definidos para contemplar el movimiento lateral. h: altura de humectación. re: radio externo. ri: radio interno. s: diferencia entre los radios.

evitar la sobrestimación de la tasa de infiltración (Fig. 2) (Votrubova *et al.*, 2017). Los datos del movimiento lateral de agua y el volumen del cilindro, permitieron considerar dos volúmenes, a saber: volumen total de humectación del suelo (1) y volumen interno que representa sólo el valor de volumen de movimiento vertical de infiltración (2). Seguidamente se asumieron las dimensiones de dos paraboloides:

$$\left[\frac{1}{2}\pi r^2\right] h \quad (1)$$

donde:

r: radio del paraboloides externo (r_e) o interno (r_i)

h: altura del paraboloides

Luego, a partir del cálculo de la diferencia entre ambos volúmenes, es posible estimar el agua que se perdió por movimiento lateral.

$$\Delta V = \left[\frac{1}{2}\pi r_e^2\right] h - \left[\frac{1}{2}\pi r_i^2\right] h \quad (2)$$

Si se cuantifica la relación entre volumen resultante de la diferencia de paraboloides (ΔV) y el volumen del paraboloides interno, se obtiene un valor que en el presente estudio, fue empleado para corregir los valores de infiltración. Dado que los paraboloides considerados tienen la misma altura (h), los valores se anulan, por lo que no resulta necesario registrar dicho valor a campo. A partir de este procedimiento se obtiene como resultado un factor de corrección que toma valores comprendidos entre uno y cero (cm^{-3}), siendo cero cuando no existe movimiento lateral (Karlin *et al.*, 2019).

Para considerar la física del proceso de infiltración se aplicó el ajuste de Horton (1938), el cual tiene como supuesto que la capacidad de reducción de la infiltración durante la lluvia es directamente proporcional a la tasa de infiltración y es aplicable sólo cuando la intensidad de lluvia efectiva es mayor que la infiltración base. El ajuste de Horton (Ecuación 3), describe la velocidad de infiltración del agua en un suelo no saturado hasta alcanzar un valor constante denominado infiltración básica, que es coincidente con la conductividad hidráulica a saturación del horizonte menos permeable del suelo (Michelena *et al.*, 2010).

$$I_{\text{tiempo}} = I_b + (I_i - I_b)e^{-k \cdot t} \quad (3)$$

donde:

I_{tiempo} : Tasa de infiltración en función del tiempo (mm/h⁻¹).

I_b : Valor de equilibrio de la infiltración (mm/h⁻¹).

I_i : Valor de la infiltración en el tiempo t=0 (mm/h⁻¹).

k: Constante para un suelo y superficie particulares (min⁻¹).

t: Tiempo (minutos).

La ecuación de Horton es una metodología ampliamente utilizada por diversos autores. En ese sentido Aoki & Sereno (2006) mencionan que esta ecuación es la que mejor simula las modificaciones de porosidad y estructura superficial que se van produciendo durante el proceso de infiltración.

Análisis estadísticos

A los datos de infiltración obtenidos, se les estimó la varianza, coeficiente de variación y límites de confianza y seguidamente se calculó la velocidad media de infiltración (VMI) mediante la ecuación propuesta por Porta *et al.*, (1994). Adicionalmente, se realizaron las curvas de velocidad media de infiltración y se ajustaron a modelos no lineales, los que posteriormente fueron comparados sobre la base del índice Akaike (AIC). Este índice representa una medida de la bondad de ajuste de un modelo estadístico y, en términos generales, describe la relación entre el sesgo y la varianza en la construcción del modelo, por lo cual da una idea de la exactitud y complejidad de este. El AIC no es una prueba del modelo en el sentido de prueba de hipótesis, si no que proporciona un medio para la comparación y selección de aquel modelo que muestra un mayor ajuste respecto del conjunto de datos de campo. Se consideró el modelo con menor valor de AIC como el mejor. En relación a la infiltración básica, la misma se obtuvo sobre la base del cálculo de la desviación estándar de los valores promedios situados en el sector asintótico de la curva, seleccionándose aquellos datos de menor desviación estándar (Karlín *et al.*, 2019).

Se empleó ANOVA, al nivel de significancia del 5% ($P \leq 0.05$), como prueba para comparar la VIM e IB en los complejos y una prueba de

comparación múltiple de promedios de Tukey (Zar, 1999). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2017).

RESULTADOS

Selección de los CSV

En la Figura 1 se presentan la totalidad de los complejos suelo-vegetación identificados sobre la base de los geoprocesos unión e intersección desarrollados en el SIG. Se observa que ambos complejos suelo-vegetación, se sitúan en la clase taxonómica Torripsamente típicos la cual pertenece al orden Entisoles. Se trata de suelos de escaso desarrollo cuyos materiales fueron aportados, principalmente, por el cauce del río Bermejo y en menor medida por acción eólica. En términos edafológicos, se trata de suelos pobres en cuanto a su contenido en materia orgánica y de elevados tenores salinos (superiores a los 4 dS/m). Tomando como criterio el rol ecológico y la representatividad en el Monte (Villagra, 2000; Alvarez & Villagra, 2010) de las especies vegetales presentes, se seleccionaron dos complejos a saber: CSV1 (dominado por *P. flexuosa*) y CSV2 (dominado por *L. divaricata*).

Caracterización florística de los CSV

En el CSV1 el relevamiento florístico indicó que la comunidad está representada por 11 especies perennes. *P. flexuosa* representó el 30,4 % (DE± 8,3%) de la cobertura seguida de especies como *Atamisquea emarginata* 7,1 % (DE± 3,5%) y *Geoffroea decorticans* 3,3 % (DE ± 1,5). Por su parte, en el CSV2 los datos mostraron que la comunidad está conformada por seis especies perennes, de las cuales 5 son arbustivas y 1 arbórea. En esta unidad vegetal *L. divaricata* obtuvo una cobertura de 30,9 % (DE ±10,5%) seguida de *P. flexuosa* con 7,8% (DE ± 3,4%) y finalmente *A. emarginata* con 6,4 (DE± 2,9%) (Fig. 3).

Caracterización edáfica de los CSV

El volumen de sedimentación indicó que existe un predominio de suelos de textura fina siendo esta condición más pronunciada CSV1. Por otro lado, los valores de materia orgánica (CSV1=1,61%; CSV2=1,41%) y nitrógeno total (CSV1=680ppm; CSV2=623ppm) dan cuenta de suelos pobres en los dos complejos, situación que se profundiza

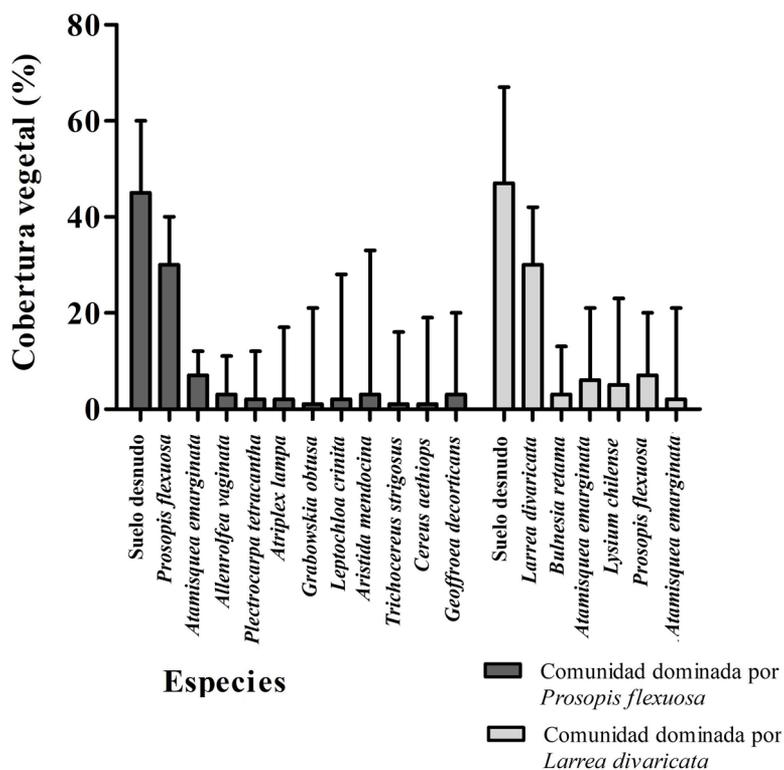


Fig. 3. Cobertura vegetal en las comunidades evaluadas.

en los sitios con suelo desnudo. Sobre la base de los valores de densidad aparente, estimamos la porosidad entre 40 y 45 % (Tabla 1).

Tasa de infiltración, infiltración base y lámina promedio acumulada

Los registros de campo permitieron determinar las curvas de infiltración para cada CSV y también para suelo desnudo (Fig. 4). En términos generales se observa un patrón que se inicia con un leve descenso, que se vuelve cada vez más pronunciado (sector medio de la curva) para finalmente volverse asintótico respecto del tiempo (eje X), indicando el estado de infiltración base. La figura también muestra el modelo no lineal ajustado para cada CSV y los valores de Akaike obtenidos para cada caso. Los resultados indican que el mejor ajuste (AIC = 94,41) lo obtuvo el CSV1 y el peor el suelo desnudo asociado al CSV2. Al comparar el sector asintótico de las curvas de ambos complejos, se observa que la infiltración base se alcanza primeramente en el CSV2. Esto es un indicador de

que la escorrentía superficial se inicia primero en el complejo dominado por *L. divaricata* lo cual, debido a la baja cobertura vegetal (en promedio 30%) de la zona, podría provocar la erosión del suelo y la pérdida de su capacidad productiva.

En la Tabla 2 se presentan los resultados obtenidos al comparar la velocidad de infiltración media (VIM), Infiltración Base (IB) e Infiltración inicial (Ii) entre los complejos suelo-vegetación, así como entre estos últimos y el suelo desnudo. Al analizar los datos se advierte que, tanto la VIM, IB e Ii, son mayores en el CSV1 (3,8; 275,30; 3,87 mm/h⁻¹ respectivamente) en comparación con el CSV2 (3,5; 253,21; 3,74 mm/h⁻¹ respectivamente). Sin embargo, el análisis estadístico mostró que estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (F=2,32 gl= 2 p=0,12). Por otro lado, la VMI, IB e Ii fueron estadísticamente diferentes entre los CSV y el suelo desnudo (F=7,55, gl=2 p=0,03). En relación a la lámina promedio acumulada, los datos indican que el complejo suelo-vegetación dominado por *P. flexuosa* fue el que mayor volumen

Tabla 1. Caracterización edáfica de los complejos suelo-vegetación. CSV: Complejo suelo vegetación N: Nitrógeno. Mo: Materia orgánica. Vs: Volumen de sedimentación. Da: Densidad aparente. PER: Densidad real. CE: Conductividad eléctrica.

Orden de suelo	Gran grupo	CSV	pH	N (ppm)	Mo (%)	Vs (ml/g)	Da (gr/cm ³)	PER gr/cm ³	Clase textural	CE (mS/m)	Vegetación asociada
Entisoles	Torripsamente	Complejo 1	8,2	680	1,61	112	1,27	2,63	Franco arcillo arenoso	5,3	Bosque abierto de <i>P. flexuosa</i>
		Suelo desnudo Complejo 1	8,7	536	1,3	118	1,4	2,61	Franco arcillo limoso	4,9	
		Complejo 2	8,1	623	1,41	95	1,31	2,65	Franco arenoso	4,3	Matorral de <i>L. divaricata</i>
		Suelo desnudo Complejo 2	8,6	389	1,25	93	1,43	2,65	Franco arenoso	5	

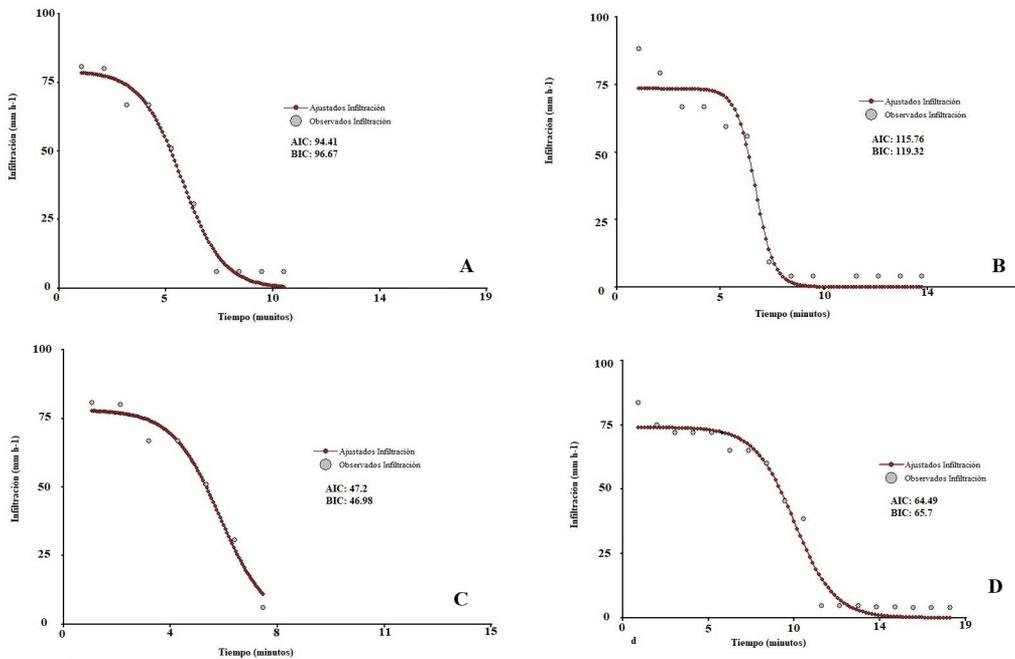


Fig. 4. Curvas de infiltración para los complejos suelo-vegetación y para el suelo desnudo. **A:** Complejo I. **B:** Complejo II. **C:** Suelo desnudo asociado al complejo I. **D:** Suelo desnudo asociado al complejo II.

Tabla 2. Valores promedio de velocidad de infiltración (VIM), Infiltración Básica (IB) e infiltración inicial (Ii) en los CSV. Letras distintas indican diferencias estadísticas significativas. Prueba Tukey, nivel de significancia $p \leq 0.05$.

Complejos	VIM (mm/h ⁻¹)	IB (mm/h ⁻¹)	Ii (mm/h ⁻¹)	Lámina promedio acumulada mm
CSV 1	3,8 a	275,30 a	3,87 a	450
Suelo desnudo CSV1	1,23 b	68,33 b	1,30 b	150
CSV2	3,5 a	253,21 a	3,74 a	300
Suelo desnudo CSV2	1,53 b	72,65 b	1,45 b	150

de agua admitió (450 ± 10 milímetros) seguido por el complejo dominado por *L. divaricata* (300 ± 15 milímetros) y finalmente suelo desnudo (150 ± 10 milímetros).

DISCUSIÓN

En el presente trabajo evaluamos el comportamiento de la infiltración en dos complejos suelo-vegetación ubicados en el Monte central de San Juan, Argentina. Encontramos que, tanto la velocidad media de infiltración, infiltración base e inicial, así como la lámina promedio acumulada, son mayores en la condición de suelo cubierto respecto de suelo desnudo. Por otro lado, al comparar las variables de infiltración entre los complejos, encontramos mayores valores en aquel dominado por *P. flexuosa* respecto al dominado por *L. divaricata*. En clave de funcionamiento del ecosistema, estos resultados indican que frente a un evento pluvial, el agua ingresará más rápidamente en el suelo cubierto por vegetación generando, entre otras cosas, un retraso en la formación del escurrimiento superficial. En un contexto de zonas áridas (donde el agua es el factor limitante), este retraso cobra importancia ya que probablemente el tiempo de permanencia del agua en el perfil edáfico se vea incrementado, con lo cual se favorecería su disponibilidad para las plantas. En ese sentido es pertinente destacar los aportes de Noy Meir (1973), Aranibar *et al.*, (2004), Austin *et al.*, (2004), Yahdjian *et al.*, (2006), Magliano *et al.*, (2019), quienes destacan el rol preponderante del agua en el funcionamiento de los ecosistemas áridos y semiáridos ya que este recurso controla la productividad primaria, la tasa de descomposición y el ciclado de nutrientes, entre otros procesos.

En términos muy generales, es sabido que la presencia de vegetación facilita la absorción y retención de agua en suelo. Sin embargo, y dada las características estructurales y funcionales intrínsecas de cada ecosistema (tipo de vegetación, tipo de suelo, condiciones microclimáticas, interacciones biológicas, entre otras), es importante reconocer que la relación agua-vegetación puede tomar múltiples formas, por lo que realizar una simplificación del proceso de infiltración podría incurrir en graves consecuencias. Por tal motivo, llevar adelante estudios detallados del proceso de

infiltración abordando las características propias de cada ecosistema se vuelve una tarea esencial para delinear pautas de manejo sostenible. En el caso particular de los ecosistemas del Monte septentrional de San Juan es posible reconocer una gran diversidad en condiciones físicas, ecológicas y socioeconómicas; además de un problema cuasi estructural: la fragilidad en el equilibrio del sistema y por consiguiente el peligro de la desertificación y sus múltiples consecuencias. Dado este contexto, realizar una evaluación pormenorizada de la relación agua-vegetación, surge como un aspecto relevante para el manejo apropiado de la zona, más aún cuando actualmente se reconoce un vacío de información de base en esta temática. Por tal motivo los resultados aquí presentados, representan un notable avance en la generación de información de base que permita, no solo comprender y predecir los procesos vinculados a la dinámica del agua en el suelo (pérdida de suelo por erosión hídrica, capacidad de almacenamiento de agua, la diversidad y estabilidad del ecosistema), si no también aportar a la formulación de planes de manejo integrados de los bosques y el agua, que permitan hacer frente a los posibles escenarios futuros.

En relación a la vegetación dominante en cada complejo evaluado, los mayores valores de infiltración registrados en el bosque abierto de *P. flexuosa* podrían ser interpretados como un indicador de la facilidad con la que el agua se mueve en la zona no saturada del suelo y también de la capacidad que tiene este último para funcionar como un reservorio de agua. La sinergia entre la facilidad de movimiento y la capacidad de almacenamiento generan mejoras hídricas que contribuyen al sostenimiento de diversidad y estabilidad de los sistemas naturales de Monte de San Juan. En ese sentido es importante mencionar los aportes de Carmona (2015) y Pucheta *et al.*, (2006) quienes reportaron que tanto la tasa de germinación como la de descomposición son mayores debajo del dosel vegetal de diversas especies del Monte central de San Juan. Resultados similares fueron reportados por Villagra (2000) para los algarrobales de la reserva de Ñacuñan en Mendoza. Por otro lado, y siguiendo con la idea de los algarrobales como reservorios de agua, nuestros datos muestran que el algarrobal estudiado admite 1,5 veces más agua que el jarillal y cuatro veces más que el suelo desnudo. A escala de cuenca,

estos resultados cobran importancia ya que esta capacidad de buffer del algarrobal podría modificar positivamente el balance hídrico de la cuenca reservando el agua en aquellos momentos de mayor déficit. Esto último cobra relevancia para la provincia dado su contexto hídrico actual, signado por una profunda y prolongada sequía. Según los registros más recientes para el periodo comprendido entre 2001- 2010 el escurrimiento del río San Juan fue de 2.091 hectómetros cúbicos, mientras que para 2010-2020 esa cifra bajó a 1.163 hectómetros cúbicos, perdiéndose aproximadamente el 50% de escurrimiento en la última década. Si a esta situación hídrica se le suman los efectos del cambio climático, el resultado es un escenario más complejo aún. Los modelos climáticos más recientes predicen un incremento en la frecuencia de episodios extremos como las inundaciones y sequías (IPCC, 2021). El calentamiento global es quizás el aspecto más notable y preocupante del cambio climático, ya que el incremento de la temperatura media del planeta provoca una alteración en la dinámica atmosférica, lo cual tendría su correlato en la alteración de la frecuencia y volumen de precipitaciones. Ante este complejo escenario y en vista de nuestros resultados, el bosque de algarrobo se constituye como un elemento clave capaz de regular la entrada y permanencia del agua en el suelo y por lo tanto resulta ser una herramienta para mitigar los efectos de la sequía y el cambio climático.

Siguiendo con el cambio climático, se debe mencionar que éste representa una amenaza para el desarrollo sostenible y por lo tanto resulta un nuevo y complejo reto para las comunidades locales, las que se ven casi obligadas a adoptar procesos de adaptación ante los impactos negativos sobre la dinámica socioambiental. El calentamiento global potencia las vulnerabilidades ya existentes, aumentando las dificultades que actualmente enfrentan los pobladores rurales y sus posibilidades de progreso, ya que dicho fenómeno puede potenciar la pobreza si no se instrumentan medidas necesarias para favorecer la adaptación de las comunidades. Una de las posibles medidas es la generación de alimento en el bosque mediante la implementación de prácticas sostenibles. Un ejemplo se presenta en el trabajo de Galera *et al.*, (1999) donde se concluye que el crecimiento del maíz bajo la cobertura de *P. alba* (Griseb) y *P. nigra* (Griseb. Hieron) es mayor que en áreas expuestas, posiblemente debido a

los cambios edáficos generados por los árboles. Estos cambios están vinculados a la mejora en la disponibilidad y concentración de la materia orgánica, nitrógeno y fósforo, lo cual podría generar un aumento de la fertilidad debajo de la canopia de *Prosopis*. En esa línea nuestros resultados muestran que, tanto el contenido de materia orgánica como el de nitrógeno total, son mayores debajo de la canopia de *P. flexuosa* (Tabla 1). Estas condiciones edáficas y las mejoras hídricas registradas en conjunto con la implementación de políticas públicas podrían ser un insumo para el desarrollo de la agroforestería y la generación de alimentos para las comunidades rurales que hacen uso del bosque. Esto podría ser un instrumento orientado a alentar la permanencia de los pobladores locales y contribuir al uso sostenible del bosque.

En relación a la influencia de las propiedades físicas del suelo sobre la infiltración, Smith & Parlange (1978), Buol *et al.* (1981), Gurovich (1985), Gregory *et al.* (1987) reportan que la textura, estructura y contenido de materia orgánica se encuentran entre los principales factores que afectan la tasa de infiltración. Sin embargo, la caracterización edáfica de nuestro sitio de estudio mostró un predominio de suelos de textura fina en todos los sitios analizados (Tabla 2). Contenido de materia orgánica como la densidad aparente no fueron estadísticamente diferentes entre los complejos analizados, por lo cual es probable que las diferencias observadas en las variables de infiltración cuantificadas se deban a la presencia de la vegetación en cada complejo, como mencionaban en anteriores trabajos Blackburn *et al.*, (1992) y Spaeth *et al.*, (1996). Además, nuestros datos indican que la densidad aparente fue menor en el suelo cubierto (Tabla 1), lo cual podría ser tomado como un indicador del efecto positivo de la vegetación sobre la porosidad del suelo. Esta mejora en la porosidad del suelo cubierto por vegetación, probablemente facilita el ingreso del agua al perfil edáfico y con ello los procesos ecosistémicos que dependen de la presencia de agua. Por esa razón, nuestros resultados soportan la idea de que conservar la cobertura vegetal en general, y en particular la de *P. flexuosa*, es un aspecto clave para la conservación del suelo, el equilibrio en la dinámica del agua y el correcto funcionamiento del ecosistema.

A la luz de los resultados informados en el presente trabajo, los autores consideran necesario

realizar una serie de consideraciones sobre el alcance del estudio y los nuevos interrogantes que emergen y que posiblemente sirvan para guiar futuras investigaciones. En primer lugar, se pone nuevamente de relieve que el estudio se realizó para una estación particular, bajo determinadas condiciones pluviométricas y, por lo tanto, con una expresión puntual de la vegetación. Se destaca este aspecto ya que, en los ecosistemas del Monte, la pluviometría es el principal factor regulador de la respuesta vegetal. En términos generales, años lluviosos suelen desencadenar una explosión en la cobertura de herbáceas anuales y una mejora notable en el estado de las pasturas perenes; dicha situación se invierte en aquellos años donde las precipitaciones son escasas. Sobre la base de la relación agua-suelo-planta y de los resultados informados es probable que este cambio estacional en la composición y cobertura vegetal incremente la tasa de infiltración y modifique la dinámica hídrica del suelo en los años lluviosos. Soportan esta idea los trabajos de Blackburn *et al.*, (1992) y Spaeth *et al.*, (1996), quienes reportaron que, en comparación con el suelo y otros factores ambientales, la vegetación es el elemento que mayor influencia ejerce sobre la tasa de infiltración. Por este motivo, consideramos que, para obtener un conocimiento más detallado de la dinámica de agua en este sistema, los ensayos de infiltración deberían continuarse durante un tiempo lo suficientemente prolongado como para contemplar los distintos escenarios de expresión vegetal. Una mención especial, dado su rol en el sistema ganadero de la zona, merecen las pasturas perennes. Según Johnson & Gordon (1988), los distintos grupos funcionales (árboles, arbustos y pasturas perennes) ejercen una influencia diferencial sobre la tasa de infiltración. Sobre la base de múltiples ensayos, los autores mencionados encontraron que la velocidad de infiltración es mayor bajo el dosel de los árboles, seguida por los arbustos y finalmente las pasturas perennes. En el sistema evaluado las pasturas perenes forrajeras son el soporte de la ganadería caprina extensiva, la que a su vez representa un ingreso fundamental para los pequeños productores de Monte. Los cambios en el estado del pastizal, producto del pastoreo, de la pluviometría y de la interacción entre ambas, podrían tener su correlato en la tasa de infiltración. En ese sentido es probable que en los sitios altamente impactados por el pastoreo, la velocidad de infiltración sea menor,

incluso en aquellos años lluviosos donde se espera que haya mayor expresión de la vegetación y consecuentemente mayor tasa de infiltración. Por tal motivo consideramos prioritario evaluar la tasa de infiltración y la dinámica del agua en al menos tres estados (bueno, regular y malo) del pastizal y en un periodo de tiempo que permita considerar los distintos escenarios pluviométricos.

CONCLUSIONES

En este estudio se han encontrado diferencias en la tasa de infiltración entre los complejos suelo-vegetación, así como entre la condición de suelo cubierto y suelo desnudo. La mayor velocidad de infiltración y lámina promedio acumulada registradas en CSV1 (dominado por *P. flexuosa*), indican un incremento en la capacidad de amortiguación de suelo frente a eventos de precipitación de alta intensidad, así como una reducción en la susceptibilidad del suelo a la erosión.

Las curvas de infiltración y sus valores de infiltración inicial y básica resultan útiles para estimaciones de otros indicadores hidrológicos (rendimiento hídrico, capacidad de retención de agua, oferta hídrica de la cuenca, entre otros) para el Monte de San Juan. Estos valores, junto a mapas de suelo, vegetación, uso y degradación ambiental, pueden ser utilizados como insumos para la elaboración o ajuste de modelos hidrológicos para el Monte de San Juan lo que probablemente permitiría hacer frente y /o mitigar los fenómenos de sequía e inundación propios del escenario de cambio climático actual.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

RT: diseño y realización de la investigación; toma e interpretación de datos, preparación de las figuras, redacción del manuscrito. JCC: toma de datos. MM: diseño y realización de la investigación; redacción del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por el otorgamiento de la beca que permitió el desarrollo

del trabajo. Al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA EEA San Juan) por aportar parte del financiamiento para el desarrollo de la investigación.

BIBLIOGRAFÍA

- AGÜERO, M., F. ROJAS & J. ÁLVAREZ. 2018. Aportes desde la cartografía participativa y la historia ambiental al ordenamiento territorial del bosque nativo. *Proyección* 23: 83-102.
- ALVAREZ, J & P.VILLAGRA. 2010. *Prosopis flexuosa* DC. (Fabaceae, Mimosoideae). *Kurtziana* 35: 47-61.
- AOKI, A.M & R. SERENO. 2006. Evaluación de la infiltración como indicador de calidad de suelo mediante un microsimulador de lluvias. *Agriscientia* 1: 23-31.
<https://doi.org/10.31047/1668.298x.v23.n1.2688>.
- ARANIBAR, J.N., L. OTTER., S.A. MACKO., C.J. FERAL., H.E. EPSTEIN., P.R. DOW., F. ECKARDT., H.H. SHUGART & R.J. SWAP. 2004. Nitrogen cycling in the soil-plant system along a precipitation gradient in the Kalahari sands. *Global Change Biol.* 10: 359-373.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2003.00698.x>
- ARCHER, N. A. L., J. N. QUINTON & T. M. HESS. 2002. Belowground relationships of soil texture, roots and hydraulic conductivity in two-phase mosaic vegetation in South-east Spain. *J. Arid Environm* 52: 535-553.
<https://doi.org/10.1006/jare.2002.1011>.
- AUSTIN, A.T., L. YAHDJIAN., J.M. STARK., J. BELNAP., A. PORPORATO., U. NORTON., D.A. RAVETTA & S.M. SCHAEFFER. 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid Ecosystems. *Oecologia* 141: 221-235.
<https://doi.org/10.1007/s00442-004-1519-1>.
- BALDI, G., J. HOUSPANOSSIAN., F. MURRAY., A. A. ROSALES., C. V. RUEDA & E. G. JOBBÁGY. 2015. Cultivating the dry forests of South America: Diversity of land users and imprints on ecosystem functioning. *J. Arid Environm.* 123: 47-59.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.05.027>.
- BLACKBURN, W.H., F.B. PIERSON., C.L. HANSON., T.L. THUROW & A.L. HANSON. 1992. The spatial and temporal influence of vegetation on surface soil factors in semiarid rangelands. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 35: 479-486.
<https://doi.org/10.13031/2013.28624>.
- BLAKE, G. & K. HARTGE. 1986. Bulk Density. In: A. KLUTE (ed.) *Methods of soil analysis. Physical and Mineralogical Methods ASA and SSSA*, pp 363-382. Madison, Estados Unidos.
- BOSQUE SENDRA, J. 1992. *Sistemas de Información Geográfica*. Ediciones Rialp S.A, Madrid.
- BUOL, S.W., F. D. HOLE & R.J. MCCracken. 1981. *Génesis y clasificación de los suelos*. 1era ed Trillas. Ciudad de México. México.
- BUZAI, C. & C. BAXENDALE. 2011. *Análisis socioespacial con sistema de información geográfica: Perspectivas científicas: temáticas de base raster*. Lugar Editorial S. A., Buenos Aires. Argentina.
- CABRERA, Á.L. 1994. Regiones fitogeográficas Argentinas. En DIMITRI, M & L. PARODI (eds). *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. pp 64-70. S.A.C.I Buenos Aires, Argentina.
- CARMONA, J. 2015. *Influencia de los arbustos sobre la fracción germinable del banco de semillas de plantas anuales en un desierto del Monte Central*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de San Juan, Argentina.
- CHAPIN, F. S., P. MATSON & H. MOONEY. 2002. Terrestrial water y Energy Balance. In: CHAPIN, F.S, A. P. MATSON., A. HAROLD & M. PETER (eds.), *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology* pp 71-96 New York.
- CHOW, V.T., R.D. MAIDMENT & L.W. MAYS. 1994. *Hidrología Aplicada*. Santa Fé de Bogotá. Colombia.
- DAMIANI, O.2016. Los recursos hídricos subterráneos. En: MARTÍNEZ CARRETERO, E & A. GARCÍA, A (eds). *San Juan Ambiental*. pp 169-186. Mendoza, Argentina.
- DI RIENZO, J., F. CASANOVES., L. GONZÁLEZ., M. TABLADA., C. ROBLEDO & M. BALZARINI. 2017. InfoStat. Software estadístico. Facultad de Ciencias Agropecuarias - Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- DIAZ BISUTTI, G., C. ORDOÑES., Y. RIBAS, Y & A. DALMASSO. 2015. *Retamo testigo del desierto*. UNSJ. San Juan, Argentina.
- DUNNE, T., W. ZHANG & B. F. AUBRY. 1991. Effects of rainfall, vegetation, and Microtopography on infiltration and runoff. *Water Resources Research* 27: 2271-2285. <https://doi.org/10.1029/91WR01585>.
- GALERA, F. M., G. ÁVILA, A. ABRIL & E. ZAMORA, 1999. Efecto de leguminosas *Prosopis sp.* y *Phaseolus vulgaris L.* En intercultivo sobre la producción de *Zea mays* en el semiárido. XIX

- Reunión Argentina de Ecología. Libro de resúmenes. Tucumán.152.
- GODAGNONE, R., C. IRURTIA., R. HOLZMANN, & M. CUENCA. 2012. Pérdidas de agua por flujo lateral en un infiltrómetro de anillo simple. En: Libro de resúmenes del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina.
- GREGORY, P.J., J.V. LAKE & D.A. ROSE. 1987. Effects of the physical environment. In GREGORY, P.J. & D.A. ROSE (eds). *Root development and function*. pp 147-166. Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido.
- GUROVICH, L. 1985. *Fundamentos y diseño de sistema de riego*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica.
- HORTON R.E. 1938. The interpretation and application of runoff experiments with reference to soil erosion. *Proceedings of the Soil Science Society of America* 3: 340–349. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1939.036159950003000C0066X>
- INTA. 1976. *Estudios de Suelos y Drenaje de los valles de Tulum, Ullum y Zonda San Juan*. Argentina. Instituto Nacional de Tecnologías Agropecuarias, EEA San Juan, Argentina.
- IPCC. 2021. Climate change: The Physical Science Basis. Ginebra, Suiza.
- ISHAQ, M., M. IBRAHIM & R. LAL. 2003. Persistence of subsoil compaction effects on soil properties and growth of wheat and cotton in Pakistan Experimental. *Agriculture* 39: 341-348. <https://doi.org/10.1017/S0014479703001340>
- JARRETT, A. R. & J. R. HOOVER. 1985. Evaluating the effect of increasing concentrations of CO₂ on infiltration rate. *Transacciones de la ASAE* 28: 179-182. <https://doi.org/10.13031/2013.32224>.
- JIMÉNEZ, C., C. M. TEJEDO., G. MORILLAS & V. NERIS. 2006. Infiltration rate in andosols: Effect of change in vegetation cover. *J. Soil Water Conservation*. 61: 153- 158. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.06.006>
- JOHNSON, C. W., & N. D. GORDON. 1988. Runoff and erosion from rainfall simulator plots on sagebrush rangeland. *Trans. ASAE*.31: 421–427. <https://doi.org/10.13031/2013.30725>
- KARLIN, M., J. BERNASCONI., A. CORA., S. SANCHEZ., S. ARNULPHI & R. ACCIETTO. 2019. Cambios en el uso del suelo: capacidad de infiltración en el centro de Córdoba (Argentina). *Ciencia del Suelo* 37: 196-208.
- KINGSOLVER, J.M., C.D. JOHNSON., S.R. SWIER & A.L. TERAN. 1977. Prosopis fruits as a resource for invertebrates. In: SIMPSON, B.B. (ed). *Mesquite, Its biology in two Desert Scrub Ecosystems*, pp. 108-122. Sydney, Australia.
- KNAPP, A. K., P.A. FAY., J.M. BLAIR., S.L. COLLINS., M.D. SMITH., J.D. CARLISLE., C.W. HARPER., B.T. DANNER., M.S. LETT & J.K. MCCARRON. 2002. Rainfall variability, carbon cycling, and plant species diversity in a mesic grassland. *Science* 298: 2202-2205. <https://doi.org/10.1126/science.1076347>
- LI, M., T. LIU., L. DUAN, Y. LUO., L. MA., J. ZHANG., Y. ZHOU & Z. CHEN. 2019. The scale effect of double-ring infiltration and soil infiltration zoning in a semi-arid steppe *Water* 11: 2-16. <https://doi.org/10.3390/w11071457>
- LIU, H., T.W. LEI., J. ZHAO., C.P. YUAN., Y.T. FAN & L.Q. QU. 2011. Effects of rainfall intensity and antecedent soil water content on soil infiltrability under rainfall conditions using the run off-on-out method. *J Hydrol* 396: 24-32. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.10.028>
- LUMBRERAS, D.S., R. PAEZ., E.G. JOBBÁGY & M. NOSETTO. 2019. Cambios en el contenido de carbono orgánico del suelo tras el rolado de bosques secos en San Luis (Argentina). *Ecol. Austral* 29:112-119. <https://doi.org/10.25260/EA.19.29.1.0.815>
- MAESTRE, F.T., R. SALGUERO-GÓMEZ & J.L.QUERO. 2012. It's getting hotter in here: determining and projecting the impacts of global change on drylands. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 367:3062–3075. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2016.25-3.21>
- MAGLIANO, P. N., R. FERNÁNDEZ, E. L. FLORIO, F. MURRAY, & E. G. JOBBÁGY. 2017. Soil physical changes after conversion of woodlands to pastures in dry Chaco rangeland (Argentina). *Rangeland Ecology and Management*. 70:225-229. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2016.08.003>
- MAGLIANO, P. N., R.J. FERNANDEZ., R. GIMENEZ., V.A. MARCHESINI., R.A. PAEZ & E.G. JOBBÁGY. 2016. Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido al reemplazar bosques por pasturas. *Ecol. Austral*. 26: 95-106.
- MAGLIANO, P., J. WHITWORTH HULSEA & G. BALDIA. 2019. Interception, throughfall and stemflow partition in drylands: Global synthesis and meta-analysis. *J. Hydrol*. 568: 638–645. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.042>

- MARCHESINI, V. A. 2011. *Cambios en el uso de la tierra y el balance de agua en ecosistemas semiáridos: el desmonte selectivo en el Chaco árido analizado a diferentes escalas espaciales*. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- MARTINELLI, M & I. SLAVUTZKY. 2017. Mapeo participativo del Monte en el área del proyecto. En: MARTINELLI, M & M. INOJOSA (eds). *Los bosques del Monte: conservación y manejo de los bienes comunes naturales*. pp 115-132. UNSJ. San Juan, Argentina.
- MARTINELLI, M., O. KARLIN., M. INOJOSA., G. DIAZ & I. SLAVUTZKY. 2017a. El bosque nativo de la región del Monte. En MARTINELLI, M & M. INOJOSA (eds). *Los bosques del Monte: conservación y manejo de los bienes comunes naturales*. pp 43-68. UNSJ. San Juan, Argentina.
- MARTINEZ DE ESCOBAR, S. & Y. RIBAS FERNANDEZ. 2017. Estructura y estado de conservación del bosque. En MARTINELLI, M & M. INOJOSA (eds). *Los bosques del Monte: conservación y manejo de los bienes comunes*. pp 177-188. UNSJ, San Juan, Argentina.
- MICHELENA, R., C. IRURTIA., M. EIZA., P. CARFAGNO & T. PIROLO. 2010. *Manual de Procedimientos de Análisis Físicos de Suelos*. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- MIDDLETON, N., D. S. G, THOMAS. 1997. *World atlas of desertification* 2nd ed. Arnold, London. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9837\(199903\)24:3<280:AID-ESP955>3.0.CO;2-7](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9837(199903)24:3<280:AID-ESP955>3.0.CO;2-7).
- MORELLO, J. 1958. *La Provincia Fitogeográfica del Monte*. pp 155 Opera Lilloana II.
- NAVAS, A.L. 2019. *Funciones ecosistémicas y atributos ecológicos de las costras biológicas en ecosistemas semiáridos-áridos-hiperáridos del centro-oeste de la Argentina*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo, Argentina.
- NELSON, D. & L. SOMMERS. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: SPARKS, D.L., A.L. PAGE., P.A. HELMKE., R.H. LOEPPERT., P.N. SOLTANPOUR & M.A. TABATABAI (eds) *Methods of Soil Analysis. Soil Science Society of America*. pp 961-1010. Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- NEWMAN, B. D., B.P. WILCOX., S.R. ARCHER., D.D. BRESHEARS., C.N. DAHM., C.J. DUFFY., N.G. MCDOWELL., F.M. PHILLIPS., B.R. SCANLON & E.R. VIVONI. 2006. Ecohydrology of water-limited environments: A scientific vision. *Water Resources Research* 42: 1-15. <https://doi.org/10.1029/2005WR004141>
- NICHOLSON, S. E. 2011. *Dryland climatology*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511973840.015>
- NIJENSOHN, L. & H. PILASI. 1962. Correlación entre el contenido de agua a pF0, volumen de sedimentación y porcentaje de arcilla. 2da Reunión Argentina y 1er Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Córdoba, Argentina.
- NOY MEIR, I. 1973. Desert ecosystems, environment, and producers. *Annual Review of Ecological Systems* 4: 25-51. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000325>
- OUSSIBLE, M., R. CROOKSTON & W. LARSON. 1992. Subsurface compaction reduces the root and shoot growth and grain yield of wheat. *J. Agron.* 84: 34-38. <https://doi.org/10.2134/agronj1992.00021962008400010008x>
- PASSERA, C., A. DALMASSO & O. BORSETTO. 1983. Método de Point Quadrat modificado En: CANDIA, C & R.H. BRAU (eds). *Taller sobre arbustos forrajeros de zonas árida y semiárida*. pp 135-152. Mendoza, Argentina.
- PEROSA, M. 2010. *Distribución potencial de los bosques de Prosopis flexuosa en la Provincia Biogeográfica del Monte, desde Catamarca hasta Mendoza (Argentina)*. Tesis de grado. Universidad Nacional de Cuyo, Argentina.
- POBLETE, A. & J. MINETTI. 1999. Configuración espacial del clima de San Juan. Síntesis del Cuaternario de la Provincia de San Juan. 11º Reunión de Campo del Cuaternario. INGENIO, Universidad Nacional de San Juan, San Juan.
- PORTA, C., J. LÓPEZ ACEVEDO & C. ROQUERO. 1994. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi Prensa Madrid, España.
- PUCHETA, E., M. LLANOS., C. MEGLIOLI., M. GAVIORNO., M. RUIZ & C. PARERA. 2006. Litter decomposition in a sandy Monte desert of western Argentina: Influences of vegetation patches and summer rainfall. *Ecol. Austral.* 31:808 – 816. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01635.x>
- REYNOLDS, J. F., F. T. MAESTRE., E. HUBER-SANNWALD., J. HERRICK & P.R. KEMP. 2005. Aspectos socioeconómicos y biofísicos de la desertificación. *Ecosistemas* 14: 3-21.
- RIVERA AGUILAR, V., I. MANUELL CACHEUX & H. GODÍNEZ ALVAREZ, 2004. Las costras biológicas del suelo y las zonas áridas. *Ciencias* 75: 24–27.

- ROCCA, J.A. 1969. *Geología de los valles de Tulum y Ullum- Zonda*. Centro Regional de Aguas Subterráneas. San Juan, Argentina.
- ROIG, F. A., A. BERRA., M. GONZÁLEZ LOYARTE., E. MARTÍNEZ CARRETERO & C. WUILLOUD. 1992. La Travesía de Guanacache, tierra forestal. *Multequina* 1: 83-91.
- ROJAS, F. 2013. Rol de la minería y el ferrocarril en el desmonte, del oeste riojano y catamarqueño (Argentina), en el período 1850-1940. *Revista Población y Sociedad*. 20: 5-39.
- ROJAS, F., M. PRIETO. J. ÁLVAREZ & E. CESCO. 2009. Procesos socioeconómicos y territoriales en el uso de los recursos forestales en Mendoza desde fines de siglo XIX hasta mediados del XX. *Revista Proyección* 2: 1-33.
- Schimel, D. S. 2010. Drylands in the earth system. *Science* 327: 418-419
<https://doi.org/10.1126/science.1184946>
- SCHLESINGER, W.H. & S. JASECHKO. 2014. Transpiration in the global water cycle. *Agric. Forest Meteorol.* 189-190:115-117.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.01.011>
- SEPÚLVEDA, R.B. 1999. El infiltrómetro de cilindro simple como método de cálculo de la conductividad hidráulica de los suelos. Experiencias de campo en ámbitos de montaña mediterránea. *Baética* 21: 9-33.
<https://doi.org/10.24310/BAETICA.1999.v0i21.480>
- SMITH, R.E. & Y.Y. PARLANGE. 1978. A parameter-efficient hydrologic infiltration model. *Water Resources* 14:533-538.
<https://doi.org/10.1029/WR014i003p00533>
- SPAETH, K.E., F.B. PIERSON., M.A. WELTZ & J.B. AWANG. 1996. Gradient analysis of infiltration and environmental variables as related to rangeland vegetation. *Transactions of the ASAE* 39: 67-77.
<https://doi.org/10.13031/2013.27481>
- STEINAKER, D. F., E. G. JOBBÁGY., J. P. MARTINI., D. N. ARROYO., J. L. PACHECO & V. A. MARCHESINI. 2016. Vegetation composition and structure changes following roller-chopping deforestation in central Argentina woodlands. *J. Arid Environm* 133:19-24.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.05.005>
- SUVIRES, G. 2004. Distribución de los suelos en función del relieve y de la neotectónica en la región sureste de la provincia de San Juan. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*. 59: 376-384.
- TAMHANE, R., D. MOTIRAMANI & Y. BALI. 1978. *Suelos: su química y fertilidad en zonas tropicales*. Diana. Ciudad de México, México.
- TAPIA, R. & M. MARTINELLI. 2019. Impacto de *Bulnesia retama* (Zigofilácea) sobre la tasa de infiltración en un sitio piloto ubicado en la zona sur de la cuenca del Bermejo, San Juan (Argentina). *Multequina* 28: 47-57.
- TOLLNER, E., G. CALVERT & G. LANGDALE. 1990. Animal trampling effects on soil physical properties of two Southeastern US ultisols. *Agriculture, ecosystems & environment* 33: 75-87.
[https://doi.org/10.1016/0167-8809\(90\)90145-4](https://doi.org/10.1016/0167-8809(90)90145-4)
- VALENTIN, C., J. D'HERBÈS & J. POESEN, 1999. Soil and water components of banded vegetation patterns. *Catena* 37: 1-24.
[https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(99\)00053-3](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(99)00053-3)
- VILLAGRA, P. 2000. Aspectos ecológicos de los algarrobales Argentinos. *Multequina* 9: 35-5.
- VOTRUBOVA, J., M. DOHNA., T. VOGEL., M. TESAR., V. JELINKOVA & M. CISLEROVA. 2017. Pondered infiltration in a grid of permanent single-ring infiltrimeters: Spatial versus temporal variability. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*. 65:244-253. <https://doi.org/10.1515/johh-2017-0015>
- WHITFORD, W.G. 2002. *Ecology of desert systems*. Academic Press. San Diego, USA
- WILCOX, B.P., M.S. SEYFRIED & D.D. BRESHEARS. 2003. The water balance on rangelands. In: STEWART B.A & T.A. HOWELL (eds.), *Encyclopedia of Water Science*, pp. 791- 794. New York.
- YAHDJIAN, L., O. SALA & A. AUSTIN. 2006. Differential Controls of Water Input on Litter Decomposition and Nitrogen Dynamics in the Patagonian Steppe. *Ecosystems* 9: 128-141.
<https://doi.org/10.1007/s10021-004-0118-7>
- ZAPATA SIERRA, A. & F. MANZANO AGUGLIARO. 2008. Influencia de seis especies arbóreas en la infiltración de agua en el suelo. *Agrociencia* 42: 835-845.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey, Estados Unidos.