

The impact of vegetation cover on soil erosion and soil deposition due to runoff

Impacto de la cobertura vegetal en la erosión-deposición del suelo por efecto de escorrentía superficial

Ernesto Pedroza-Parga; Miguel Agustín Velásquez-Valle; Aurelio Pedroza-Sandoval*; Ignacio Sánchez-Cohen; Luis Gerardo Yáñez-Chávez

Universidad Autónoma Chapingo, Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas. Carretera Gómez Palacio-Chihuahua km 40, Bermejillo, Durango, C. P. 56230, MÉXICO.

*Corresponding author: apedroza@chapingo.urruza.edu.mx, tel. 871 887 32 75

Abstract

Introduction: In arid regions, soil losses are caused by torrential rainfall events and by the erosive energy of runoff.

Objectives: To quantify the impact of the use of different types of vegetation cover on soil erosion and soil deposition caused by overland flow.

Methodology: The experiment was carried out from July to September 2017 under a randomized block experimental design with three replications. The treatments evaluated were maize harvest residues and buffel grass (*Cenchrus ciliaris* L.) sowing (MHR + G), maize harvest residues (MHR), buffel grass sowing (G), and the control (C).

Results: The MHR + G treatment reduced erosion by 44 % ($26.3 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) compared to the control ($58.6 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$). Soil deposition was 47.6 and $51.7 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ with MHR + G and G, respectively, while in C was $26.1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Limitations of the study: The results found are valid for the soil and water conditions of this study

Originality: There are few technical and scientific reports on the behavior of soil particle removal and deposition processes under runoff conditions.

Conclusions: The layer thickness of soil removed and deposited, under overland flow conditions, depends on the type of soil cover. The MHR + G treatment significantly reduced soil erosion, making it a viable alternative.

Keywords: soil degradation, water erosion, buffel-grass, arid areas, extensive livestock.

Resumen

Introducción: En regiones áridas, las pérdidas de suelo son ocasionadas por eventos pluviales torrenciales y por la energía erosiva de los escurrimientos hídricos superficiales.

Objetivos: Cuantificar el impacto del uso de diferentes tipos de cobertura vegetal sobre la erosión-deposición del suelo causada por el flujo laminar.

Metodología: El experimento se llevó a cabo de julio a septiembre de 2017 bajo un diseño experimental de bloques al azar con tres repeticiones. Los tratamientos evaluados fueron: residuos de cosecha de maíz y siembra de zacate buffel (*Cenchrus ciliaris* L.) (R+Z), residuos de cosecha de maíz (R), siembra de zacate buffel (Z) y testigo (T).

Resultados: El tratamiento R+Z redujo la erosión en un 44 % ($26.3 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) con respecto al testigo ($58.6 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$). La deposición de suelo fue de 47.6 y $51.7 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ con R+Z y Z, respectivamente, mientras que en el T fue de $26.1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Limitaciones del estudio: Los resultados obtenidos son válidos para las condiciones del suelo e hídricas de este estudio.

Originalidad: Existen pocos reportes técnicos y científicos sobre el comportamiento de los procesos de remoción y deposición de partículas de suelo bajo condiciones de escurrimiento superficial.

Conclusiones: El espesor de la capa de suelo removida y depositada, bajo condiciones de flujo laminar, depende del tipo de cobertura del suelo. El tratamiento R+Z redujo significativamente la erosión del suelo, convirtiéndolo en una alternativa viable.

Palabras clave: degradación de suelo, erosión hídrica, zacate buffel, zonas áridas, ganadería extensiva.



Introduction

Soil water erosion refers to the processes of detachment, transport and deposition of soil particles by water (Nájera et al., 2016). The energy needed to carry out this process is provided by the kinetic energy of raindrops as they impact the soil surface and by the shear energy of the flow as it moves over the soil surface (Angulo-Martínez & Begueria, 2013). In arid and semi-arid regions, torrential rainfall events are of high intensity and short duration of time, which causes runoff with high erosive potential. Soil loss generated by rainfall events with an intensity range between 40 and 70 mm·h⁻¹ is more related to erosive energy of runoff than to erosion produced by rainfall *per se* (Reza-Vaezi et al., 2017).

Soil cover (whether with vegetation, plant residues or organic mulch) mitigates water erosion caused by runoff (Ruíz-Colmenero et al., 2013). It has been reported that mulching improves soil structure and reduces soil compaction, increases organic carbon content, and favors infiltration rates (Mankin et al., 2007). Vegetative cover decreases the energy of overland flow or runoff through barriers formed on the soil surface, which mitigates the erosive impact caused by runoff (O'Farrell et al., 2009; Seitz et al., 2019). The process of soil particle detachment in interrill areas for overland flow is determined by the structural condition of soil aggregates and the absence of cover capable of reducing the erosive velocity of runoff (Velásquez-Valle et al., 2006).

Tillage practices, such as fallow, increase topsoil roughness and can temporarily reduce runoff (Luo et al., 2020). However, soil cover with plant residues has been found to be more effective in reducing runoff than surface roughness caused by tillage (Ramos et al., 2016). In contrast, sparse surface cover facilitates the detachment, transport, and deposition of soil particles by rainfall and surface runoff (Martínez et al., 2017).

Topsoil cover with plant residues acts as a filter to reduce runoff, nutrient loss, and sediment production, which reduces erosion and promotes ecosystem restoration (Feng et al., 2018; Wang et al., 2020). The use of 6 m grass barriers or strips has been reported to reduce field soil losses by more than 90 % after the third year (Le Bissonnais et al., 2004).

Besides conventional methods to quantify the process of water erosion at different spatial scales, from runoff plots (Carfagno et al., 2018) to watersheds (Warren et al., 2019), there are alternative methods by which spatial patterns of soil erosion can be estimated. One this method is to produce maps at different temporal scales that reflect a difference in ground surface

Introducción

La erosión hídrica del suelo se refiere a los procesos de desprendimiento, transporte y deposición de partículas de suelo por el agua (Nájera et al., 2016). La energía necesaria para llevar a cabo este proceso es proporcionada por la energía cinética de las gotas de lluvia al impactarse en la superficie del suelo y por la energía cortante del flujo al desplazarse sobre la superficie del suelo (Angulo-Martínez & Begueria, 2013). En regiones áridas y semiáridas, los eventos pluviales torrenciales son de alta intensidad y corta duración, lo cual causa escorrentía superficial con alto potencial erosivo. La pérdida de suelo generada por eventos de precipitación pluvial con rango de intensidad entre 40 y 70 mm·h⁻¹ está más relacionada con la energía erosiva de los escurrimientos superficiales que con la erosión producida por la precipitación pluvial *per se* (Reza-Vaezi et al., 2017).

La cobertura del suelo (sea con vegetación, residuos vegetales o mantillo orgánico) mitiga la erosión hídrica provocada por los escurrimientos superficiales (Ruíz-Colmenero et al., 2013). Se ha reportado que la cobertura mejora la estructura y reduce la compactación del suelo, incrementa el contenido de carbono orgánico y favorece las tasas de infiltración (Mankin et al., 2007). La cobertura vegetal disminuye la energía del escurrimiento superficial a través de las barreras que se forman sobre la superficie del suelo, lo cual mitiga el impacto erosivo provocado por el escurrimiento hídrico (O'Farrell et al., 2009; Seitz et al., 2019). El proceso de desprendimiento de partículas de suelo en canalillos o flujo laminar se determina por la condición estructural de los agregados de éste y por la ausencia de cobertura capaz de disminuir la velocidad erosiva de los escurrimientos superficiales (Velásquez-Valle et al., 2006).

Las prácticas de laboreo, como el barbecho, incrementan la rugosidad de la capa superficial del suelo y pueden temporalmente reducir los escurrimientos superficiales (Luo et al., 2020). No obstante, se ha observado que la cobertura del suelo con residuos vegetales es más efectiva para reducir el escurrimiento que la rugosidad superficial ocasionada por la labranza (Ramos et al., 2016). Por el contrario, la escasa cobertura de la superficie facilita el desprendimiento, el transporte y la deposición de partículas de suelo por la lluvia y el escurrimiento superficial (Martínez et al., 2017).

La cobertura superficial del suelo con residuos vegetales actúa como un filtro para reducir los escurrimientos, la pérdida de nutrientes y la producción de sedimentos, lo cual reduce la erosión y promueve la restauración del ecosistema (Feng et al., 2018; Wang et al., 2020). Se ha reportado que el uso de barreras o franjas de pastos de

elevation. In this case, it is assumed that the difference in surface relief is due to erosion or deposition of sediment or soil particles (Gillan et al., 2016; Erskine et al., 2017). Therefore, the objective of this study was to determine the behavior of different soil covers in the erosion and sediment deposition processes caused by overland flow.

Materials and methods

Geographical location of the experimental site

The study was carried out in the municipality of Mapimí, Durango, Mexico, located at 25° 52' 26" N and 103° 43' 29" W, at 1168 m.a.s.l. (Figure 1). The maximum temperature recorded in the study area was 44 °C and the minimum -10 °C, with an annual average of 19.4 °C. Average annual precipitation of 304.8 mm (Medina-García et al., 2005). The soils of the region are limestone, alluvial, dark light brown in color, clay

6 m reduce las pérdidas de suelo en campo en más del 90 % al tercer año (Le Bissonnais et al., 2004).

Al margen de los métodos convencionales para cuantificar el proceso de erosión hídrica en diferentes escalas espaciales, desde parcelas de escurrimiento (Carfagno et al., 2018) hasta cuencas hidrológicas (Warren et al., 2019), existen métodos alternativos mediante los cuales se pueden estimar los patrones espaciales de la erosión del suelo. Uno de estos métodos consiste en elaborar mapas a diferentes escalas temporales que reflejen una diferencia en la elevación de la superficie del suelo. En este caso, se asume que la diferencia en el relieve de la superficie es debida a la erosión o deposición de sedimentos o partículas del suelo (Gillan et al., 2016; Erskine et al., 2017). Considerando lo anterior, el objetivo de este estudio fue determinar el comportamiento de diferentes coberturas del suelo en los procesos de erosión y deposición de sedimentos causados por el flujo hídrico laminar.

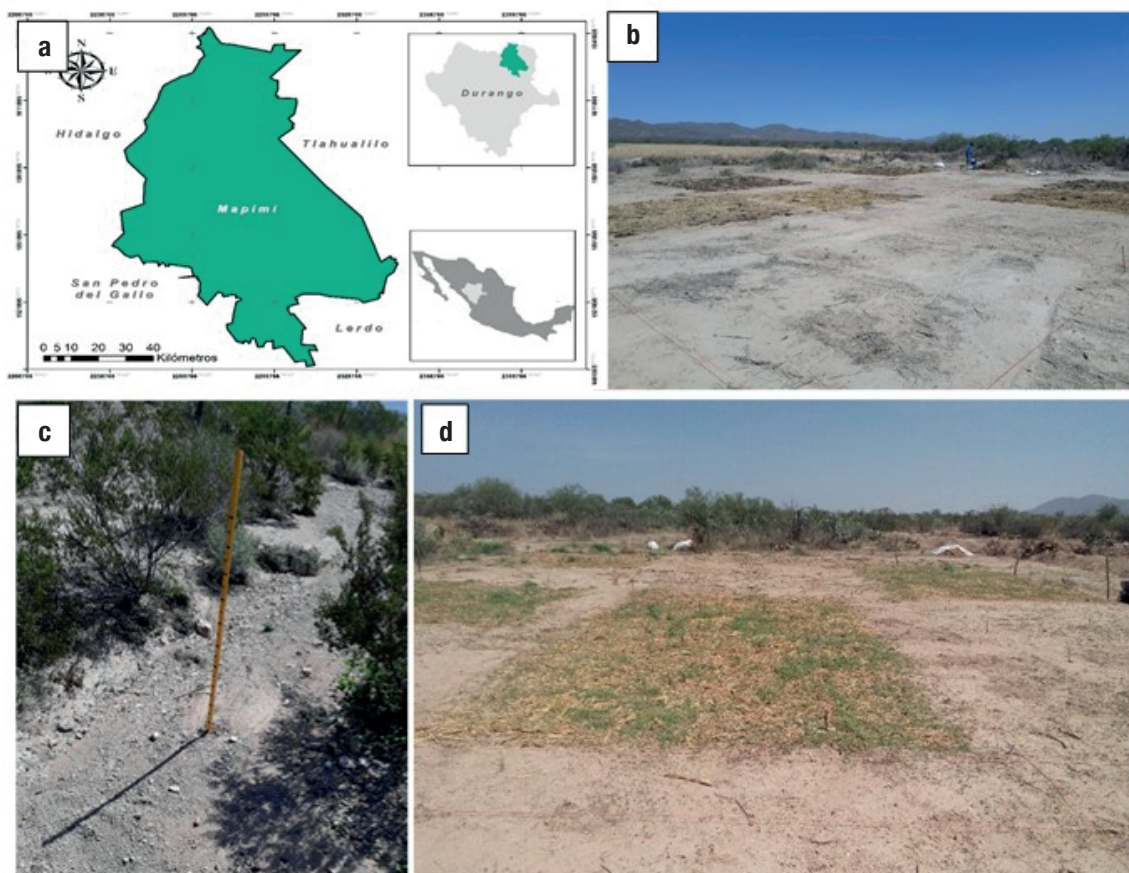


Figure 1. a) Geographical location of the municipality of Mapimí, Durango, in the north-central part of Mexico, b) view of the rangeland field and experimental area at the beginning of the experiment, c) access ditch to the experimental area with stadia for measurement and d) experimental area with the study established already.

Figura 1. a) Localización geográfica del municipio de Mapimí, Durango, en la parte centro-norte de México, b) vista del campo de pastizal y área experimental al inicio del experimento, c) acequia de entrada al área experimental con estadal para medición y d) área experimental con el experimento establecido.

texture with gravel and a slope of the land that ranges from 0.5 to 8 % (García-Gutiérrez et al., 2006).

Description of the experimental site

According to the physical-chemical analysis, the soil of the experimental site is sandy loam, with 56, 28 and 16 % of sand, silt, and clay, respectively, wilting point (WP) of 9.6 % and field capacity (FC) of 19.7 %. The soils of this region are poor in macro and micro elements, although with good levels of potassium ($68.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) and calcium ($33.7 \text{ meq}\cdot\text{L}^{-1}$), correspond to alkaline soils with a pH of 8.3.

Experimental and treatment design

A randomized block experimental design with three replications was used. The surface soil cover treatments were: 1) application of $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ of maize harvest residues (MHR), 2) sowing of $10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ of buffel grass seed (*Cenchrus ciliaris* L.) (Z), 3) application of $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ of maize harvest residues combined with $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ of buffel grass seed (MHR + G) and 4) control (C), without any type of cover. Each experimental unit (treatment) was $5 \times 5 \text{ m}$ in size. The experimental area was of 300 m^2 ($10 \times 15 \text{ m}$), with all treatments and with a slope average of 0.7 %.

The study was carried out from July to September 2017 in an area without vegetation cover. Prior to the experiment, the soil of the experimental area was prepared with a harrow to a depth of 5 cm in dry soil. For treatments with grass, the broadcast seeding method was used, ensuring that the seed was evenly distributed, and covered with a light layer of soil passing with the harrow for a second time so that the seed was not left exposed. Dry maize harvest residues were used as a cover, it was placed immediately after sowing in the corresponding treatments.

Variables measured

Precipitation in the experimental area during the study period was quantified every minute using a microclimatic station (Heavy Weather Pro WS 2800, La Crosse Technology®, USA). Runoff was determined by the approximation method, which was used to calculate the volume of water from the stream that entered the experimental plot in each rainfall event. For this purpose, the height (cm) of the water level was measured every 5 min at two sites in the channel, from the beginning to the end of the runoff event (Allen, 2007; Linsley et al., 1998). One measurement site was 200 m from the entrance of a rangeland area, and the second site was located 100 m from the experimental

Materiales y métodos

Ubicación geográfica del sitio experimental

El estudio se realizó en el municipio de Mapimí, Durango, México, ubicado a $25^\circ 52' 26''$ latitud norte y $103^\circ 43' 29''$ longitud oeste, a los 1168 m s. n. m (Figura 1). La temperatura máxima registrada en la zona de estudio es 44°C y la mínima es -10°C , con un promedio anual de 19.4°C . La precipitación pluvial promedio anual es de 304.8 mm (Medina-García et al., 2005). Los suelos de la región son calizos, de origen aluvial, color castaño claro oscuro, textura arcillosa con grava y una pendiente del terreno que varía de 0.5 a 8 % (García-Gutiérrez et al., 2006).

Descripción del sitio experimental

De acuerdo con el análisis físico-químico, el suelo del sitio experimental es franco arenoso, con 56, 28 y 16 % de arena, limo y arcilla, respectivamente, punto de marchitez permanente (PMP) de 9.6 % y capacidad de campo (CC) de 19.7 %. Los suelos de esta región son pobres en macro y micro elementos, aunque con buenos niveles de potasio ($68.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) y calcio ($33.7 \text{ meq}\cdot\text{L}^{-1}$), por lo que corresponden a suelos alcalinos con un pH de 8.3.

Diseño experimental y de tratamientos

Se empleó un diseño experimental de bloques al azar con tres repeticiones. Los tratamientos de cobertura superficial del suelo fueron: 1) aplicación de $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ de rastrojo de maíz (R), 2) siembra de $10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de semilla de pasto buffel (*Cenchrus ciliaris* L.) (Z), 3) aplicación de $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ de rastrojo de maíz más la siembra de $10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de semilla de pasto buffel (R + Z) y 4) testigo (T), sin ningún tipo de cobertura. Cada unidad experimental (tratamiento) tuvo una dimensión de $5 \times 5 \text{ m}$. La zona experimental, con todos los tratamientos, ocupó un área de 300 m^2 ($20 \times 15 \text{ m}$), con una pendiente de 0.7 %.

El estudio se llevó a cabo de julio a septiembre de 2017 en un área sin cobertura vegetal. Previo al experimento, se preparó el suelo del área experimental con un rastrillo a una profundidad de 5 cm en suelo seco. En los tratamientos con pasto, la siembra fue al voleo, procurando que la semilla quedara distribuida de manera homogénea, y se cubrió con una ligera capa de suelo mediante un segundo paso del rastrillo para que la semilla no quedara expuesta. En los tratamientos donde se utilizó rastrojo de maíz seco como cobertura, se colocó inmediatamente después de la siembra en los tratamientos correspondientes.

area, corresponding to a water outlet in the middle of the rangeland surface, so that the water arriving to the experimental area was homogeneous approximately.

According to Figure 2, runoff data were obtained with Equations 1 to 3.

Flow rate or volume per unit of time was calculated using the following equation (Weight & Sonderegger, 2001):

$$Q = A \times V \quad (1)$$

where Q is the discharge ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), V is the representative flow velocity ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) and A is the hydraulic cross-sectional area of the channel (m^2), which is perpendicular to the direction of V , calculated using Manning's formula:

$$V = \frac{r^{\frac{2}{3}} \times s^{\frac{1}{2}}}{n} \quad (2)$$

where r is the hydraulic radius of the section (m), s is the slope of the section ($\text{m} \cdot \text{m}^{-1}$) and n is the roughness coefficient (dimensionless). To obtain r , the measurements in the hydraulic section include the wetted perimeter (Wp) and the height of the water level (h) (Equation 3):

$$r = \frac{h}{Wp} \quad (3)$$

Estimating the load-discharge curve

Based on Equation 1, the hydraulic section was gauged at different heights, changing them every 2 cm, to obtain the load-discharge curve with the objective of deriving the equation to fit the behavior of the curve data (Table 1).

Based on the values obtained for Q from each site, the discharge (Q) curves shown in Figure 3 were generated, corresponding to values of $Q = 1.4994h^{1.589}$ ($R^2 = 0.99$) and $Q = 1.1955h^{1.548}$ ($R^2 = 0.99$), for sites 1 and 2, respectively.

Variables medidas

La precipitación pluvial ocurrida en el área experimental durante el período de estudio se cuantificó cada minuto mediante una estación microclimática (Heavy Weather Pro WS 2800, La Crosse Technology®, EUA). La escorrentía superficial se determinó por el método de aproximación, el cual sirvió para calcular el volumen de agua del cauce que ingresó a la parcela experimental en cada evento de lluvia. Para ello, cada 5 min se midió la altura (cm) del nivel del agua en dos sitios del cauce, desde el inicio hasta el final del evento de escurrimiento (Allen, 2007; Linsley et al., 1998). Un sitio de medición fue a 200 m de la entrada de un área de pastizal, y el segundo sitio se ubicó a 100 m del área experimental, correspondiente a una salida de agua a mitad de la superficie de pastizal, de tal manera que el agua de llegada al área experimental fue más o menos homogénea.

De acuerdo con la Figura 2, los datos de escurrimiento se obtuvieron con las Ecuaciones 1 a 3.

El gasto o el volumen por unidad de tiempo se calculó utilizando la siguiente ecuación (Weight & Sonderegger, 2001):

$$Q = A \times V \quad (1)$$

donde Q es el gasto ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), V es la velocidad representativa del flujo ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) y A es el área de la sección hidráulica del canal (m^2), la cual es perpendicular a la dirección de la V , calculada mediante la fórmula de Manning:

$$V = \frac{r^{\frac{2}{3}} \times s^{\frac{1}{2}}}{n} \quad (2)$$

donde r es el radio hidráulico de la sección (m), s es la pendiente de la sección ($\text{m} \cdot \text{m}^{-1}$) y n es el coeficiente de rugosidad (adimensional). Para obtener el r , las mediciones en la sección hidráulica consideran el

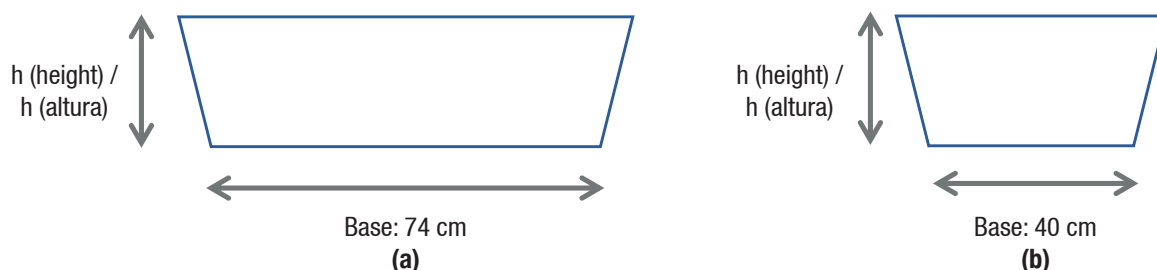


Figure 2. Trapezoidal ditch: a) at the entry to the rangeland and b) at the entry to the experimental area.
Figura 2. Acequia trapezoidal: a) en la entrada al pastizal y b) en la entrada al área experimental.

Table 1. Variation of hydraulic section heights and calculation of flow rate (Q_i) for site 1 (rangeland area) and site 2 (experimental area).

Cuadro 1. Variación de alturas de la sección hidráulica y cálculo de gasto (Q_i) del sitio 1 (área de pastizal) y sitio 2 (área experimental).

Heights (h, m) / Alturas (h, m)	Site 1 (Q_i , $m^3 \cdot s^{-1}$)* / Sitio 1 (Q_i , $m^3 \cdot s^{-1}$)*	Site 2 (Q_i , $m^3 \cdot s^{-1}$)* / Sitio 2 (Q_i , $m^3 \cdot s^{-1}$)*
0.02	0.0028	0.0026
0.04	0.0089	0.0081
0.06	0.0172	0.0155
0.08	0.0275	0.0246
⋮	⋮	⋮
0.40	0.3412	0.2383
0.42	0.3667	0.2571
0.44	0.3928	0.2762

*Calculated with Equation 1 ($Q = A \times V$).

*Calculado con la Ecuación 1 ($Q = A \times V$).

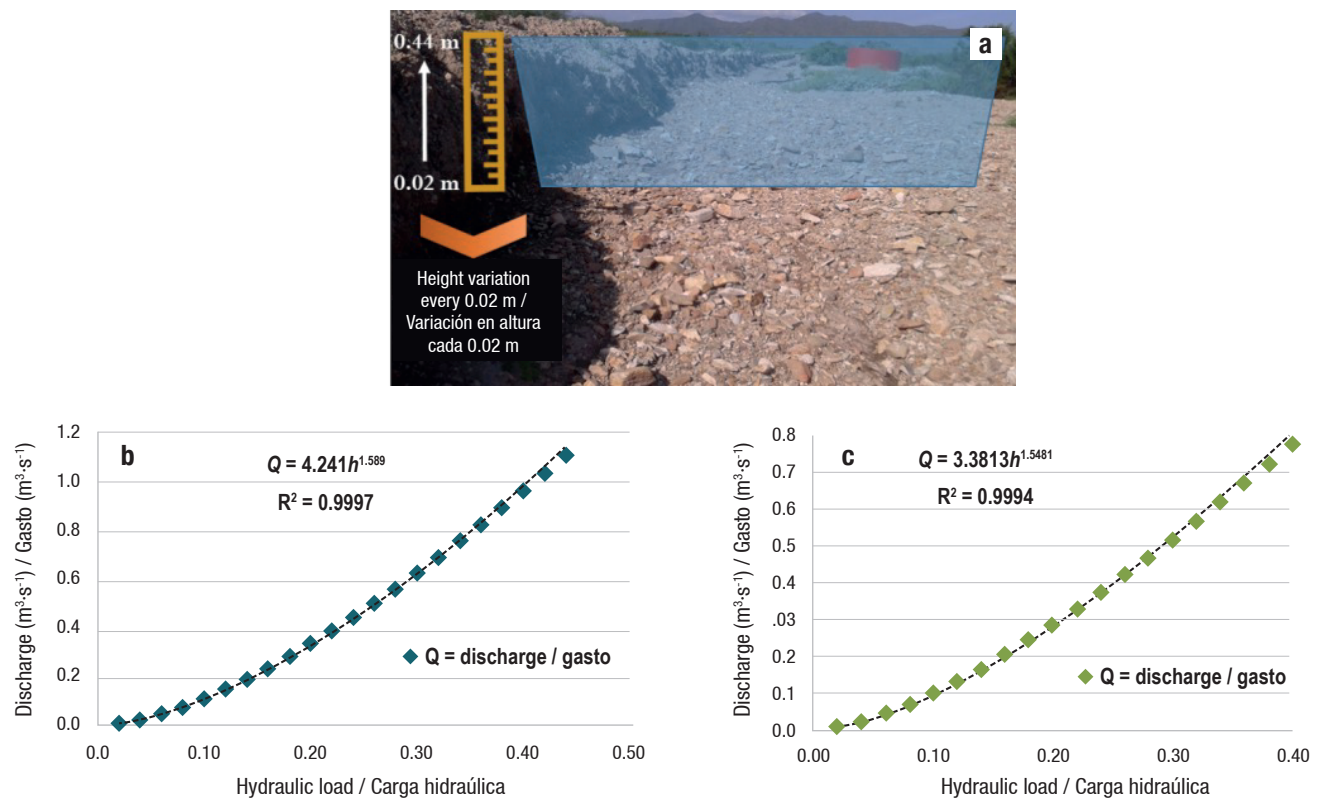


Figure 3. Load-discharge rate with regression trend line fitted to Q : data: a) experimental site, b) entry to the rangeland field and c) entry to the experimental area.

Figura 3. Relación carga-gasto con línea de tendencia de regresión ajustada a los datos de Q : a) sitio experimental, b) entrada al campo de pastizal y c) entrada al área experimental.

Six hydrographs were obtained as a product of the precipitation that occurred at the site during the study period. With the data obtained and the analytical approximation, the volume of each hydrograph was determined. This approximation consists of the exact solution obtained by integrating the mathematical function that describes it. This function was found using the CurveExpert 1.40 computational package, which allowed fitting observed data to different polynomial functions (Sánchez-Cohen et al., 2015).

The polynomial model describing the hydrograph (x) and the total volume (V) is as follows:

$$V = \int_{x_0}^{x_n} f(x)dx = \int_{x_0}^{x_1} f(x)dx + \int_{x_1}^{x_2} f(x)dx + \dots + \int_{x_{n-1}}^{x_n} f(x)dx \quad (4)$$

Overland flow estimate

According to the volume given by each hydrograph in the gauging section at the entry of the experimental area, the sheet runoff was calculated with Equation 5 (Bolaños-González et al., 2001):

$$LR = \frac{V}{A} \quad (5)$$

where LR is the sheet runoff, V is the runoff volume (m^3) and A is the area of the plot (m^2). The irrigation sheet per hectare applied in each rainfall event is shown in Table 2.

Measurement of erosion processes and deposition of soil particles at the points of interest was carried out after the runoff events in each of the evaluated treatments. Measurements to estimate soil loss were carried out from July to September 2017, period in which the runoff events occurred. To measure the soil layer eroded or deposited on the surface reference layer, a similar method to the *metodo de los clavos con rondanas* (Anaya, 1991) was used, which consists of quantifying the movement of soil particles as erosion (mm) and deposition (mm) on a 0.20 x 0.20 m metal plate (Figure 4).

To obtain the magnitude of soil movement on three sides of the plate after a runoff event, the thickness of the eroded or deposited soil layer was measured. Three plates were placed randomly for each treatment. Erosion was measured in the small depression formed between the metal plate and the soil. To determine deposition, the height of soil accumulated or deposited on the metal plate was measured.

The conversion from mm to $t \cdot ha^{-1}$ of the thickness of the eroded layer of soil or deposited sediment was carried out with the following equation (Pizarro-Tapia & Cutiño-Martínez, 2002):

$$Y = X \times Da \times 10 \quad (6)$$

perímetro de mojado (Pm) y la altura del nivel del agua (h) (Ecuación 3):

$$r = \frac{h}{Pm} \quad (3)$$

Estimación de la curva carga-gasto

Con base en la Ecuación 1, se aforó la sección hidráulica a diferentes alturas, haciéndolas variar cada 2 cm, para obtener la curva carga-gasto con el objetivo de derivar la ecuación de ajuste al comportamiento de los datos de la curva (Cuadro 1).

Con base en los valores obtenidos de Q_c de cada sitio, se generaron las curvas de gasto (Q) que se muestran en la Figura 3, correspondientes a valores de $Q = 1.4994h^{1.589}$ ($R^2 = 0.99$) y $Q = 1.1955h^{1.548}$ ($R^2 = 0.99$), para los sitios 1 y 2, respectivamente.

Se obtuvieron seis hidrogramas producto de las precipitaciones ocurridas en el sitio durante el periodo de estudio. Con los datos obtenidos y la aproximación analítica, se determinó el volumen de cada hidrograma. Dicha aproximación consiste en la solución exacta que se obtiene al integrar la función matemática que lo describe. Esta función se obtuvo mediante el paquete computacional CurveExpert 1.40, el cual permitió ajustar datos observados a diferentes funciones polinomiales (Sánchez-Cohen et al., 2015).

El modelo polinómico que describe al hidrograma (x) y el volumen total (V) es el siguiente:

$$V = \int_{x_0}^{x_n} f(x)dx = \int_{x_0}^{x_1} f(x)dx + \int_{x_1}^{x_2} f(x)dx + \dots + \int_{x_{n-1}}^{x_n} f(x)dx \quad (4)$$

Cálculo del flujo laminar

De acuerdo con el volumen dado por cada hidrograma en la sección de aforo a la entrada de área experimental, la lámina escurrida se calculó con la Ecuación 5 (Bolaños-González et al., 2001):

$$LR = \frac{V}{A} \quad (5)$$

donde LR es la lámina escurrida, V es el volumen escurrido (m^3) y A es el área de la parcela (m^2). La lámina de riego por hectárea aplicada en cada evento de lluvia se encuentra en el Cuadro 2.

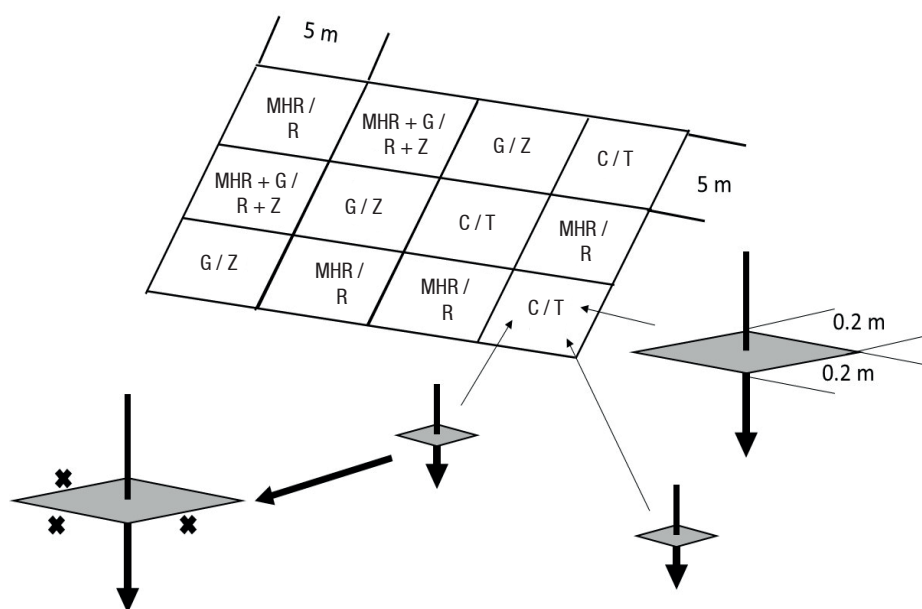
La medición de los procesos de erosión y deposición de partículas de suelo en los puntos de interés se realizó después de los eventos de escurrimiento superficial en cada uno de los tratamientos evaluados. Las mediciones para estimar la pérdida de suelo se llevaron a cabo de julio a septiembre de 2017, periodo en que se presentaron los eventos de escorrentía superficial. Para medir la

Table 2. Calculation of runoff according to the hydrographs recorded for each event during 2017.**Cuadro 2. Cálculo de lámina escurrida de acuerdo con los hidrogramas obtenidos para cada evento registrado durante 2017.**

Avenue / Avenida	Date of event / Fecha del evento	Precipitation (mm) / Precipitación (mm)	Volume (m ³) ^y / Volumen (m ³) ^y	Volume (m ³) ^z / Volumen (m ³) ^z	Runoff (cm·ha ⁻¹) / Lámina escurrida (cm·ha ⁻¹)
1	13/07	14.8	52.60	45.02	0.52
2	17/07	10.3	25.56	22.56	0.25
3	30/07	17.7	45.09	41.77	0.45
4	18/08	13.9	75.53	69.15	0.75
5	28/09	15.5	167.05	158.31	1.67
6	29/09	47.8	424.37	404.4	4.24
Total					7.88

^yVolume under the curve using the model values of each hydrograph (analytical approximation). ^zVolume obtained with the direct value in the quantification of voussoirs (indirect method).

^yVolumen bajo la curva obtenido con los valores del modelo de cada hidrograma (aproximación analítica). ^zVolumen obtenido con el valor directo en la cuantificación de dovelas (método indirecto).

**Figure 4. Distribution of treatments, metal plates and sampling points (X) for each cover treatment.****Figura 4. Distribución de tratamientos, placas de metal y puntos de muestreo (X) en cada tratamiento de cobertura.**

where Y is the eroded or sedimented soil ($t \cdot ha^{-1}$), X is the height of the eroded or sedimented soil (m), Da is the bulk density of the soil ($t \cdot m^{-3}$) and 10 is a constant according to the area of the plate. In the case of the experimental site, a Da of $1.3 t \cdot m^{-3}$ was applied due to the characteristics of the soil profile.

Statistical analysis

The data obtained were analyzed using an ANOVA and Tukey's mean comparison ($P \leq 0.05$), with the Statistical Analysis System (SAS, 1991). Furthermore, linear regression and Pearson correlation techniques were used to identify the relationship of variables.

capa de suelo erosionada o depositada sobre la capa de referencia superficial, se utilizó un método similar al de los clavos con rondanas (Anaya, 1991), el cual consiste en cuantificar el movimiento de las partículas de suelo como erosión (mm) y deposición (mm) sobre una placa de metal de 0.20×0.20 m (Figura 4).

Para obtener la magnitud del movimiento del suelo en tres lados de la placa después de un evento de escurrimiento superficial, se midió el espesor de la lámina de suelo erosionada o depositada. Se colocaron tres placas de manera aleatoria por cada tratamiento. La erosión se midió en la pequeña depresión formada entre la placa de metal y el suelo. Para determinar la

Results and discussion

Precipitation

Precipitation in 2017 was 274.4 mm, which can be considered a regular rainfall year, since the historical annual average in the region is 304.8 mm (Medina-García et al., 2005). Rain was recorded practically throughout the year, except for June and November. The period with highest rainfall was from July to September, with a quarterly total of 165.5 mm (Figure 5). The above data coincide with the torrential nature of rainfall in the region, with the consequent risks of water erosion of soils (Velásquez-Valle et al., 2017).

Runoff

During the study period, six runoff events occurred. The highest runoff was recorded on September 21 and 28, 2017, with a water height in the channel of 20 and 44 cm, respectively. The rest of the events were less than 10 cm. Figure 6 shows the hydrographs recorded from the stream avenue gauging information. Table 2 shows the results of the calculation of the volume and runoff per event. The hydrographs shows that the first two stream avenues that occurred in July were due to torrential rains with different intensities in the basin of origin of the runoff, while the rest of the runoff from the stream avenues was the result of individual high intensity storms.

Soil erosion and deposition

Soil erosion was significantly higher ($P \leq 0.05$) when soil surface had no cover (control), with an estimated

deposición, se midió la altura del suelo acumulado o depositado sobre la placa de metal.

La conversión de mm a $t \cdot ha^{-1}$ del espesor de la lámina erosionada de suelo o de sedimentos depositados se realizó mediante la siguiente ecuación (Pizarro-Tapia & Cutiño-Martínez, 2002):

$$Y = X \times Da \times 10 \quad (6)$$

donde Y es el suelo erosionado o sedimentado ($t \cdot ha^{-1}$), X es la altura del suelo erosionado o sedimentado (m), Da es la densidad aparente del suelo ($t \cdot m^{-3}$) y 10 es una constante en función del área de la placa. En el caso del sitio experimental, por las características del perfil del suelo, se consideró una Da de $1.3 t \cdot m^{-3}$.

Análisis estadístico

Los datos obtenidos se sometieron a un análisis de varianza y una comparación de medias de Tukey ($P \leq 0.05$), para lo cual se utilizó el paquete estadístico *Statistical Analysis System* (SAS, 1991). Adicionalmente, se utilizaron técnicas de regresión lineal y correlación Pearson para identificar la relación entre variables.

Resultados y discusión

Precipitación pluvial

La precipitación pluvial en 2017 fue de 274.4 mm, lo cual se puede considerar como un año regular de lluvia, ya que el promedio anual histórico en la región es de 304.8 mm (Medina-García et al., 2005). Se presentó lluvia prácticamente durante todo el año, a excepción

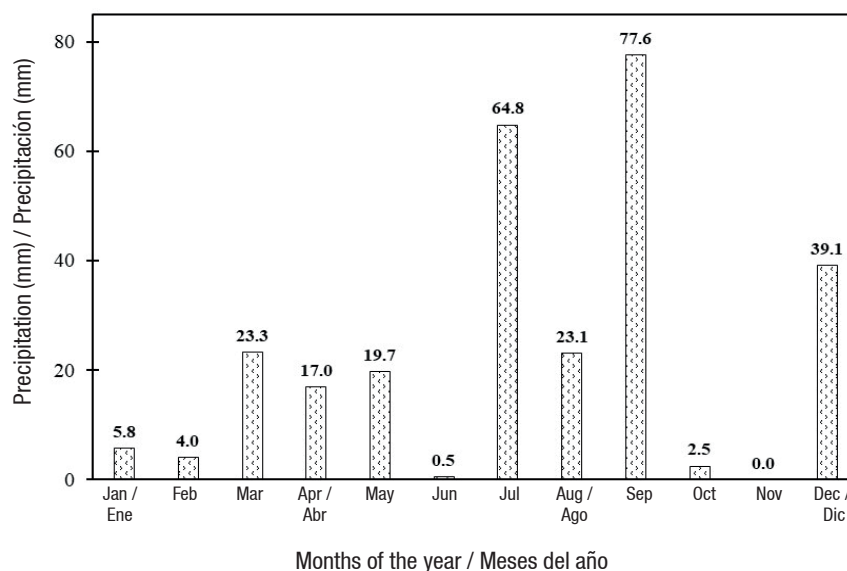


Figure 5. Precipitation behavior during 2017 in the study area in the municipality of Mapimí, Durango, Mexico.

Figura 5. Comportamiento de la precipitación pluvial durante 2017 en el área de estudio en el municipio de Mapimí, Durango, México.

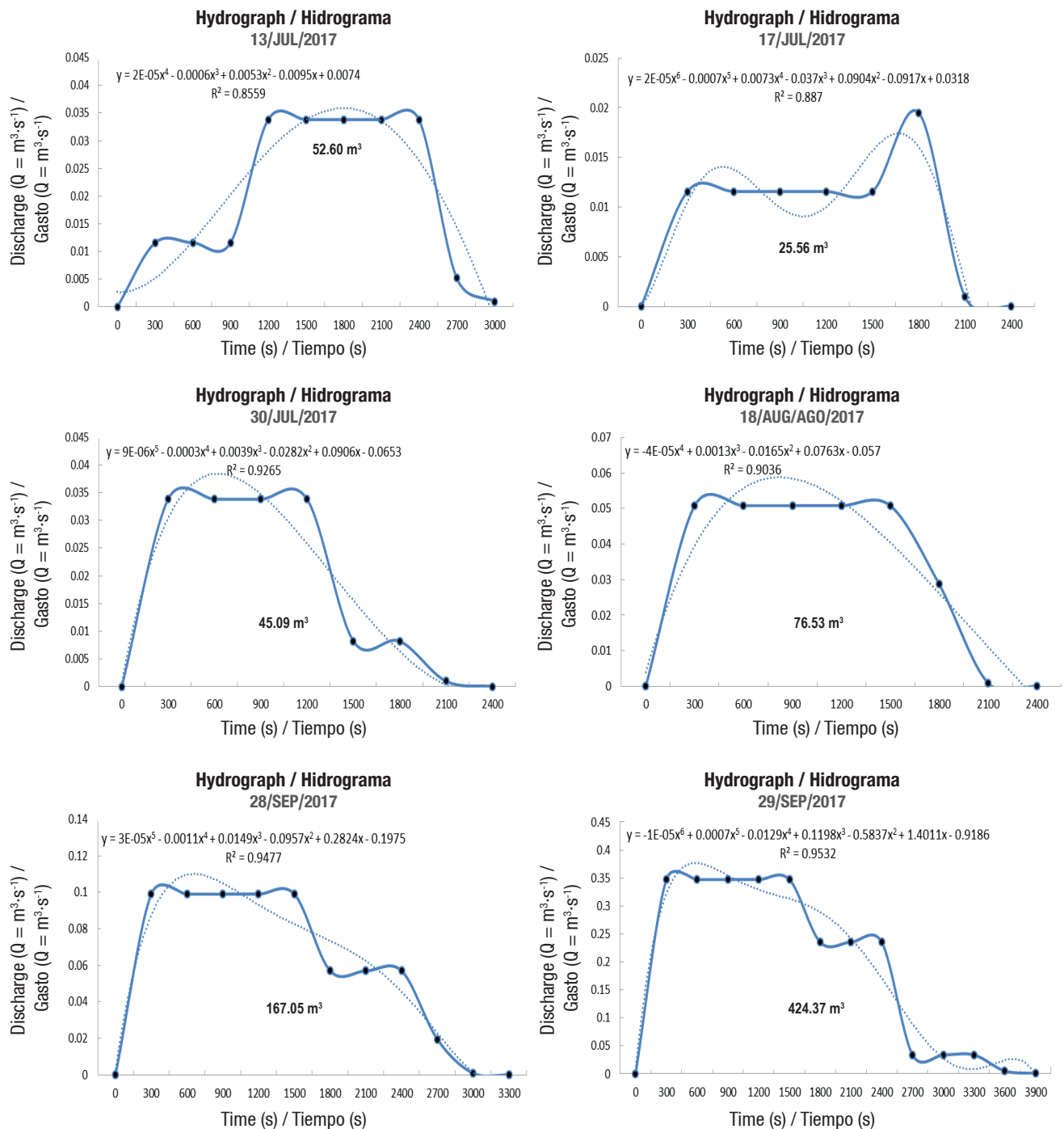


Figure 6. Hydrographs of precipitation events in 2017 in the experimental area of the municipality of Mapimí, Durango. The lines represent the estimated values and solid lines indicate the measured values.

Figura 6. Hidrogramas de los eventos de lluvia en 2017 en el área experimental del municipio de Mapimí, Durango. Las líneas punteadas son los valores estimados y las líneas sólidas son los valores medidos.

value of $58.6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Table 3). Soil cover with MHR + G significantly ($P \leq 0.05$) reduced erosion, showing a value of $26.3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. These results confirm that the presence of crop residues on soil surface reduces flow velocity, which decreases particle removal (Ramos et al., 2016). Covering the soil with crop residues acts as a

de los meses de junio y noviembre. El período de mayor precipitación pluvial fue de julio a septiembre, con un total trimestral de 165.5 mm (Figura 5). Los datos anteriores coinciden con el carácter torrencial de lluvia en la región, con los consecuentes riesgos de erosión hídrica de los suelos (Velásquez-Valle et al., 2017).

physical obstacle that decreases the velocity of runoff displacement and its critical shear stress, in addition to favoring infiltration (Hillel, 1998). Treatments G and MHR had intermediate values to those mentioned above. Concerning the soil deposition process, statistical differences were found between the MHR + G and, G (with values of 47.6 and 51.7 t·ha⁻¹, respectively), in relation to the control (26.1 t·ha⁻¹) (Table 3).

The net erosion obtained by the difference between erosion and deposition per treatment (Khanbilvardi & Rogowski, 1986) shows that, under the conditions in which the study was carried out, in the treatments with buffelgrass sowing there was a sediment trapping or deposition effect (Dadkhah & Gifford, 1980; Liu et al., 2018). Meanwhile, treatment MHR significantly reduced net erosion to 3.8 t·ha⁻¹, while the control had a value of 32.5 t·ha⁻¹ (Table 3).

Erosion-deposition process of soil particles

Figure 7 shows the behavior of the values of runoff and the thickness of the eroded and deposited soil layer for each treatment. The effectiveness of treatments evaluated to reduce or avoid the transport of soil particles (erosion) by overland flow is similar in all of them. In the case of soil particle detachment and transport, it is observed that at higher runoff (4.24 cm) the eroded soil layer is very similar in all treatments.

The results obtained with the MHR + G treatment suggest that the reduction of the eroded layer was due to a decrease in runoff velocity in the plots (Ramos et al., 2016). However, the control shows that from low runoff events (<1 cm of hydraulic load), the thickness of the eroded soil layer shows a trend of high values (>4.5 cm), which suggests that, under conditions of low

Escurrentía superficial

Durante el período de estudio, ocurrieron seis eventos de escurrentía superficial. La mayor escurrentía se registró los días 21 y 28 de septiembre de 2017, con una altura de agua en el cauce de 20 y 44 cm, respectivamente. El resto de los eventos fueron menores a 10 cm. La Figura 6 muestra los hidrogramas obtenidos a partir de la información del aforo de las avenidas en el cauce. Los resultados del cálculo del volumen y la lámina escurrida por evento se presentan en el Cuadro 2. En los hidrogramas se puede observar que las dos primeras avenidas ocurridas en julio se debieron a lluvias torrenciales con diferente intensidad en la cuenca origen del escurrimiento, mientras que el resto del volumen escurrido por las avenidas fue producto de tormentas individuales de alta intensidad.

Erosión y deposición del suelo

La erosión del suelo fue significativamente mayor ($P \leq 0.05$) cuando la superficie del suelo no tuvo cobertura (testigo), con un valor estimado de 58.6 t·ha⁻¹ (Cuadro 3). La cobertura del suelo con R+Z redujo significativamente ($P \leq 0.05$) la erosión, al presentar un valor de 26.3 t·ha⁻¹. Estos resultados confirman que la presencia de residuos de cosecha sobre la superficie del suelo reduce la velocidad del flujo, lo cual disminuye la remoción de partículas (Ramos et al., 2016). La cobertura del suelo con residuos de cosecha actúa como un obstáculo físico que disminuye la velocidad de desplazamiento de los escurrimientos y su esfuerzo crítico cortante, además de favorece su infiltración (Hillel, 1998). Los tratamientos Z y R presentaron valores intermedios a los mencionados anteriormente. Con respecto al proceso de deposición de suelo, se encontraron diferencias estadísticas entre los

Table 3. Average erosion, deposition, and net soil erosion by effect of different vegetation covers on degraded soils in Mapimí, Durango, Mexico (2017).

Cuadro 3. Promedio de erosión, deposición y erosión neta del suelo por efecto de diferentes coberturas vegetales en suelos degradados en Mapimí, Durango, México (2017).

Treatment / Tratamiento	Eroded soil (t·ha ⁻¹) / Suelo erosionado (t·ha ⁻¹)	Deposited soil (t·ha ⁻¹) / Suelo depositado (t·ha ⁻¹)	Net erosion* (t·ha ⁻¹) / Erosión neta* (t·ha ⁻¹)
MHR + G / R + Z	26.3 b ^z	47.6 a	-21.2
MHR / R	37.3 ab	33.4 ab	3.8
G / Z	44.0 ab	51.7 a	-7.6
C / T	58.6 a	26.1 b	32.5
Mean / Media	41.1	39.9	1.3

*Values obtained from the difference between erosion and sediment deposition. MHR + G = application of 10 t·ha⁻¹ of maize harvested residues on the soil surface as well as the sowing of 10 kg ha⁻¹ of buffelgrass seed; MHR = application of 10 t·ha⁻¹ of maize harvested residues; G = sowing 10 kg·ha⁻¹ of buffelgrass; C = control (no soil cover application). ^zMeans with the same letter within each column do not differ statistically (Tukey, $P \leq 0.05$).

*Valores obtenidos a partir de la diferencia entre la erosión y la deposición de sedimentos. R+Z = aplicación de 10 t·ha⁻¹ de rastrojo de maíz en la superficie del suelo más la siembra de 10 kg ha⁻¹ de semilla de zacate buffel; R = aplicación de 10 t·ha⁻¹ de rastrojo de maíz; Z = siembra de 10 kg·ha⁻¹ de zacate buffel; T = testigo (sin aplicación de cobertura al suelo). ^zMedias con la mismas letra dentro de cada columna no difieren estadísticamente (Tukey, $P \leq 0.05$).

vegetation cover, the occurrence of an overland flow on soil, however minimal, will cause detachment and transport of soil particles.

In the case of soil particle deposition, it is observed that at the maximum estimated runoff (4.24 cm) the thickness of the deposited layer ranges from one treatment to another (MHR + G = 7.9 cm, R = 5.4 cm, G = 6.2 cm and C = 2.7 cm) (Figure 7). It is observed that the best treatments for soil retention correspond to the sowing of grass and improves if combined with the application of plant cover such as maize stubble (G and MHR + G). This suggests that, with the use of this type of soil cover, a barrier is formed that affects velocity and critical shear stress of the flow, which determines the amount of soil particles in movement or transport (Hillel, 1998).

According to Figure 7, it can be observed that the greater the increase in the runoff, the greater the

tratamientos R+Z y Z (con valores de 47.6 y 51.7 t·ha⁻¹, respectivamente), con respecto al testigo (26.1 t·ha⁻¹) (Cuadro 3).

En términos de erosión neta obtenida por la diferencia entre la erosión y la deposición por tratamiento (Khanbilvardi & Rogowski, 1986), se puede señalar que, bajo las condiciones en las que se realizó el estudio, en los tratamientos con siembra de zacate existió un efecto de trapeo de sedimentos o deposición de los mismos (Dadkhah & Gifford, 1980; Liu et al., 2018). Por su parte, el tratamiento R redujo notoriamente la erosión neta a 3.8 t·ha⁻¹, mientras que el testigo presentó un valor de 32.5 t·ha⁻¹ (Cuadro 3).

Proceso de erosión-deposición de partículas de suelo

El comportamiento de los valores de la lámina escurrida y el espesor de la capa de suelo erosionado y depositado para cada tratamiento se observa en la Figura 7.

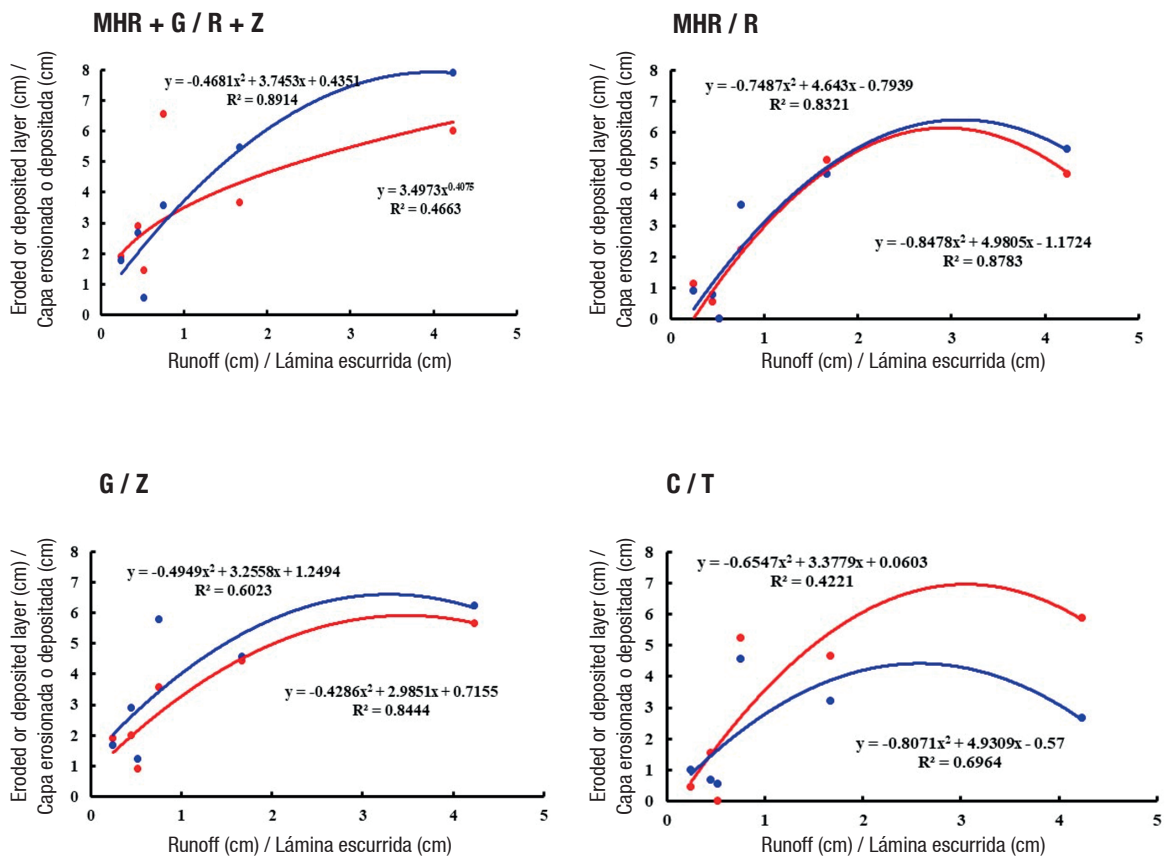


Figure 7. Relationship between runoff and thickness of eroded (red line) and deposited (blue line) soil layer with different soil cover treatments. MHR + G = application of 10 t·ha⁻¹ of maize harvest residues on the soil surface as well as sowing 10 kg·ha⁻¹ of buffel grass seed; MHR = application of 10 t·ha⁻¹ of maize harvest residues; G = sowing 10 kg·ha⁻¹ of buffel grass; C = control (no soil cover).

Figura 7. Relación entre la lámina escurrida y el espesor de la capa de suelo erosionada (línea roja) y depositada (línea azul) con diferentes tratamientos de cobertura de la capa superficial del suelo. R+Z = aplicación de 10 t·ha⁻¹ de rastrojo de maíz en la superficie del suelo más la siembra de 10 kg ha⁻¹ de semilla de zacate buffel; R = aplicación de 10 t·ha⁻¹ de rastrojo de maíz; Z = siembra de 10 kg·ha⁻¹ de zacate buffel; T = testigo (sin aplicación de cobertura al suelo).

deposition of soil particles. This behavior is because at the point of measurement the sediment load is greater than the capacity to transport them, so deposition occurs (Lane & Nearing, 1989). In addition, the presence of grasses on the soil surface is a factor that acts as a physical barrier that prevents the dragging of soil particles to the lower parts of the soil.

O'Farrell et al. (2009) report that the management of vegetation on the soil surface influences hydrological processes such as increased infiltration, as well as decreased runoff and conservation of the soil. Martínez et al. (2017) indicate that, in small plots, the differences in runoff and sediment production, compared to long plots, are basically caused by the soil/vegetation ratio that exists within it, without considering the non-uniform patterns of soil areas without cover.

Therefore, in this type of studies, a multidisciplinary basic research approach is required to have a better understanding of the dynamic relationship between the factors and processes involved. In overland flow conditions, it is necessary to characterize soil, sediment (Le Bissonnais et al., 2004), vegetation, cover (Mankin et al., 2007; Martínez et al., 2017), depth, hydraulic radius and flow velocity (Ding & Li, 2016; Wang et al., 2018), as well as changes in micro-topography or surface roughness (Luo et al., 2020), to understand more precisely the temporal and spatial behavior of the sediment erosion-deposition process, and how each of these factors influences the detachment, transport and deposition of soil particles.

Conclusions

The calculation of the volume of concentrated flow in small irrigation ditches by the approximation method was adequate to obtain the runoff on a plot scale. Vegetative cover on soil surface either with grass established by sowing or by applying maize harvest residues reduced soil erosion by 44 % ($26.3 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$), compared to the control ($58.6 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$). In addition, the soil layer deposited in the aforementioned treatments showed a differential behavior between the thickness of the layer removed and the layer deposited under runoff conditions, which is important for decision making and validation of technologies based on the present results.

Acknowledgments

The authors would like to thank the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología and the Dirección General de Investigación of the Universidad Autónoma Chapingo for the support provided to carry out this research. The first through the CONACyT scholarship to the Master's student, and the second for the funding

La efectividad de los tratamientos evaluados para reducir o evitar el transporte de partículas de suelo (erosión) por flujo laminar es similar en todos ellos. En el caso del desprendimiento y transporte de partículas de suelo, se observa que a una mayor lamina escurrida (4.24 cm) la capa de suelo erosionado es muy similar en todos los tratamientos.

Los resultados obtenidos con el tratamiento R+Z sugieren que la reducción de la capa erosionada se debió a una disminución de la velocidad de los escurrimientos en las parcelas (Ramos et al., 2016). Sin embargo, en el testigo se puede observar que a partir de eventos de escurrimiento de baja magnitud ($<1 \text{ cm}$ de carga hidráulica), el espesor de la capa de suelo erosionada muestra una tendencia de valores altos ($>4.5 \text{ cm}$), lo cual hace suponer que, bajo condiciones de escasa cobertura vegetal, la ocurrencia de una lámina de flujo superficial sobre el suelo, por mínima que sea, ocasionará desprendimiento y transporte de partículas de suelo.

En el caso de la deposición de partículas de suelo, se observa que a la máxima lámina de escurrimiento estimada (4.24 cm) el espesor de la capa depositada varía de un tratamiento a otro ($R+Z = 7.9 \text{ cm}$, $R = 5.4 \text{ cm}$, $Z = 6.2 \text{ cm}$ y $T = 2.7 \text{ cm}$) (Figura 7). En este sentido, se observa que los mejores tratamientos para retener el suelo corresponden a la siembra de pasto, y mejora si se combina con la aplicación de cubierta vegetal como el rastrojo de maíz (Z y $R+Z$). Lo anterior sugiere que, con el uso de este tipo de coberturas del suelo se forma una barrera que afecta la velocidad y el esfuerzo crítico cortante del flujo, lo cual determina la cantidad de partículas de suelo en movimiento o transporte (Hillel, 1998).

De acuerdo con la Figura 7, se puede observar que, a un mayor incremento en la lámina escurrida, mayor es la deposición de partículas de suelo. Este comportamiento se debe a que en el punto de medición la carga de sedimentos es mayor que la capacidad de transportarlos, por lo que ocurre la deposición (Lane & Nearing, 1989). Aunado a lo anterior, la presencia de zacates en la superficie del suelo es un factor que actúa como barrera física que impide el arrastre de partículas de suelo hacia las partes bajas del terreno.

O'Farrell et al. (2009) señalan que el manejo de la vegetación sobre la superficie del suelo influye en procesos hidrológicos como incremento de la infiltración, así como disminución del escurrimiento y de la conservación de la capa superficial del suelo. Martínez et al. (2017) indican que, en pequeñas parcelas, las diferencias en el escurrimiento y la producción de sedimentos, con respecto a parcelas largas, son debidas básicamente a la relación suelo/vegetación existente dentro de ella, sin considerar los patrones no uniformes de áreas de suelo sin cobertura.

support through the Strategic Research Project entitled “Gestión y manejo integral del agua en zonas áridas” with code 19017-EI.

End of English version

References / Referencias

- Allen, B. (2007). *Hidrología básica y aplicada*. Grupo de investigación en transporte de sedimentos. <https://www.upct.es/~minaees/hidrologia.pdf>
- Anaya, G. M. (1991). *Manual de conservación del suelo y del agua*. Colegio de Postgraduados-SARH-SPP.
- Angulo-Martínez, M., & Beguería, S. (2013). Análisis de la erosividad de la lluvia: procesos, índices y fronteras de conocimiento. *Cuaternario y Geomorfología*, 27(1-2), 53-69. <https://recyt.fecyt.es/index.php/CUGEO/article/view/19355>
- Bolaños-González, M., Palacios-Vélez, E., Scott, C., & Exebio-García, A. (2001). Estimación del volumen de agua usado en una zona de riego mediante una imagen de satélite e información complementaria. *Agrociencia*, 35(6), 589-597. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30200602&idp=1&cid=861266>
- Carfagno, P. F., Eiza, M., Sainz, D., Behrends-Kraemer, F., & Chagas, C. (2018). Diseño de parcelas móviles de escurrimiento para estimación de pérdida de suelo por erosión hídrica. *Ciencia del suelo*, 36(2), 14-20. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6978772>
- Dadkhah, M., & Gifford, G. F. (1980). Influence of vegetation, rock cover, and trampling on infiltration rates and sediment production. *Water Resources Bulletin*, 16(6), 979-986. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1980.tb02537.x>
- Ding, W., & Li, M. (2016). Effects of grass coverage and distribution patterns on erosion and overland flow hydraulic characteristics. *Environmental Earth Sciences*, 75(6), 477-491. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5329-7>
- Erskine, R. H., Sherrod, L. A., & Green, T. R. (2017). Measuring and mapping patterns of soil erosion and deposition related to soil carbonate concentrations under agricultural management. *Journal of Visualized Experiments*, 127, e56064. <https://doi.org/10.3791/56064>
- Feng, T., Wei, W., Chen, L., Comino, J. R., Die, C., Feng, X., Ren, K., Brevik, E. C., & Yu, Y. (2018). Assessment of the impact of different vegetation patterns on soil erosion processes on semiarid loess slopes. *Earth Surface Processes and Landforms*, 43(9), 1860-1870. <https://doi.org/10.1002/esp.4361>
- García-Gutiérrez, I., Olivera-Díaz, D., Pedroza-Sandoval, A., Martínez-Rodríguez, J. G., & Cueto-Wong, J. A. (2006). Recreación y sus impactos en la Reserva de la Biosfera Mapimí. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 5(2), 151-161. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=455545070006>
- Gillan, J. K., Karl, J. W., Barger, N. N., Elaksher, A., & Duniway, M. C. (2016). Spatially explicit rangeland erosion monitoring using high-resolution digital aerial imagery. *Rangeland Ecology & Management*, 69(2), 95-107. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2015.10.012>
- Por lo anterior, en este tipo de estudios se requiere un enfoque de investigación básica multidisciplinaria con el fin de tener un mejor entendimiento de la relación dinámica entre los factores y procesos involucrados. En condiciones de flujo laminar, es necesario caracterizar el suelo, el sedimento (Le Bissonnais et al., 2004), la vegetación, la cobertura (Mankin et al., 2007; Martínez et al., 2017), la carga, el radio hidráulico y la velocidad del flujo (Ding & Li, 2016; Wang et al., 2018), así como los cambios en la micro-topografía o rugosidad superficial (Luo et al., 2020), para conocer con mayor precisión el comportamiento temporal y espacial del proceso erosión-deposición de sedimentos, y la manera en cómo influyen cada uno de estos factores en el desprendimiento, transporte y deposición de partículas de suelo.

Conclusiones

El cálculo del volumen del flujo concentrado en pequeñas acequias por el método de aproximación resultó adecuado para obtener el escurrimiento superficial en una escala parcelaria. La cobertura vegetal sobre la superficie del suelo sea con pasto establecido por siembra o mediante la aplicación de residuos de maíz redujo la erosión del suelo en un 44 % (26.3 t·ha⁻¹), con respecto al testigo (58.6 t·ha⁻¹). Además, la capa de suelo depositada en los tratamientos antes citados mostró un comportamiento diferencial entre el espesor de la capa removida y la capa depositada bajo condiciones de escorrentía superficial, lo cual es importante para la toma de decisiones y la validación de tecnologías a partir de los presentes resultados.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y a la Dirección General de Investigación de la Universidad Autónoma Chapingo por el apoyo otorgado para la realización de la presente investigación. El primero a través de la beca CONACyT al estudiante de Maestría, y el segundo por el apoyo financiero a través del Proyecto Estratégico de Investigación titulado “Gestión y manejo integral del agua en zonas áridas” con clave 19017-EI.

Fin de la versión en español

- Hillel, D. (1998). *Environmental soil physics*. Academic Press. <https://www.elsevier.com/books/environmental-soil-physics/hillel/978-0-12-348525-0>
- Khanbilvardi, R. M., & Rogowski, A. S. (1986). Modeling soil erosion, transport and deposition. *Ecological Modelling*, 33(2-4), 255-268. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(86\)90043-8](https://doi.org/10.1016/0304-3800(86)90043-8)
- Lane, L., & Nearing, M. A. (1989). *USDA – Water Erosion Prediction Project: Hillslope profile model documentation*. National Soil

- Erosion Research Laboratory. <https://www.ars.usda.gov/ARUserFiles/50701000/cswq-0389-alberts.pdf>
- Le Bissonnais, Y., Lecomte, V., & Cerdan, O. (2004). Grass strip effects on runoff and soil loss. *Agronomie*, 24(3), 129-136. <https://doi.org/10.1051/agro:2004010>
- Liu, J., Gao, G., Wang, S., Jiao, L., Wu, X., & Fu, B. (2018). The effects of vegetation on runoff and soil loss: Multidimensional structure analysis and scale characteristics. *Journal of Geographical Sciences*, 28, 59-78. <https://doi.org/10.1007/s11442-018-1459-z>
- Linsley, R. K., Kohler, M. A., & Paulhus, J. (1998). *Hidrología para ingenieros*. McGraw-Hill.
- Luo, J., Zheng, Z., Li, T., & He, S. (2020). Spatial variation of microtopography and its effect on temporal evolution of soil erosion during different erosive stages. *Catena*, 190, 104515. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104515>
- Mankin, K. R., Ngandu, D. M., Barden, C. J., Hutchinson, S. L., & Geyer, W. A. (2007). Grass-shrub riparian buffer removal of sediment, phosphorus, and nitrogen from simulated runoff. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(5), 1108-1116. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.0090.x>
- Martínez, G., Weltz, M., Pierson, F. B., Spaeth, K. E., & Pachepsky, Y. (2017). Scale effects on runoff and soil erosion in rangelands: Observations and estimations with predictors of different availability. *CATENA*, 151, 161-173. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.011>
- Medina-García, G., Díaz-Padilla, G., Lopez-Hernández, J., Ruiz-Corral, J. A., & Marín-Silva, M. (2005). *Estadísticas climatológicas básicas del estado de Durango (periodo 1961-2003)*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias - Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. <https://1library.co/document/z1lgreeq-estadisticas-climatologicas-basicas-del-estado-de-durango-periodo.html>
- Nájera, O., Bojórquez-Serrano, J. I., Flores-Vilchez, F., Murray-Núñez, R. M., & González-García, A. (2016). Riesgo de erosión hídrica y estimación de pérdida de suelo en paisajes geomorfológicos volcánicos en México. *Cultivos Tropicales*, 37(2), 45-55. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3942.5527>
- O'Farrell, P. J., Donaldson, J. S., & Hoffman, M. T. (2009). Local benefits of retaining natural vegetation for soil retention and hydrological services. *South African Journal of Botany*, 75(3), 573-583. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2009.06.008>
- Pizarro-Tapia, R., & Cutiño-Martínez, H. (2002). Método de evaluación de la erosión hídrica superficial en suelos desnudos en Chile. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 13, 165-170. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/6957823.pdf>
- Ramos, J. C., Bertol, I., Tondello-Barbosa, F., Bertol, C., Mafra, A. L., Miquelluti, D. J., & Mecabo, J. (2016). Water erosion in surface soil conditions: runoff velocity, concentration and D50 index of sediments in runoff. *Scientia Agricola*, 73(3), 286-293. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2015-0110>
- Reza-Vaezi, A., Ahmadi, M., & Cerdà, A. (2017). Contribution of raindrop impact to the change of soil physical properties and water erosion under semi-arid rainfalls. *Science of the Total Environment*, 583, 382-392. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.078>
- Ruiz-Colmenero, M., Bienesa, R., Eldridge, D. J., & Marques, M. J. (2013). Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. *CATENA*, 104, 153-160. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.11.007>
- Sánchez-Cohen, I., Velásquez-Valle, M. A., Esquivel-Arriaga, G., Bueno-Hurtado, P., & Pedroza-Sandoval, A. (2015). Minimum hydrologic characterization for research in experimental watersheds with limited availability of information in arid lands. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 15(2), 185-208. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=455544908002>
- Seitz, S., Goebes, P., Loaiza-Puerta, V., Pujol-Pereira, E. I., Wittwer, R., Six, J., van der Heijden, M. G., & Scholten, T. (2019). Conservation tillage and organic farming reduce soil erosion. *Agronomy for Sustainable Development*, 39, 4. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0545-z>
- Statistical Analysis System (SAS) (1991). *SAS user's guide*. PWS-KENT Publishing Company.
- Velásquez-Valle, M. A., Martínez-Menes, M. R., Bravo-Espinosa, M., Velázquez-García, J. J., Potter, K. N., & Tiscareño-López, M. (2006). Erosionabilidad acanalada de un andosol en dos sistemas de labranza en la Meseta Tarasca, Michoacán. *Terra Latinoamericana*, 24(1), 119-123. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57311494014>
- Velásquez-Valle, M. A., Sánchez-Cohen, I., Hawkins, R. H., Serna-Pérez, A., Guitérrez-Luna, R., & Pedroza-Sandoval, A. (2017). Runoff relationships in a semiarid watershed in central Mexico based on the CN-NRCS approach. *Modeling Earth Systems and Environment*, 3, 1263-1272. <https://doi.org/10.1007/s40808-017-0379-8>
- Wang, D., Wang, Z., Zhang, Q., Tian, N., & Liu, J. (2018). Sheet erosion rates and erosion control on steep rangelands in losses regions. *Earth Surface Process and Landforms*, 43(14), 2926-2934. <https://doi.org/10.1002/esp.4460>
- Wang, Z., Wang, G., Zhang, Y., & Wang, R. (2020). Quantification of the effect of soil erosion factors on soil nutrients at a small watershed in the Loess Plateau, Northwest China. *Journal of Soils and Sediments*, 20, 745-755. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02458-5>
- Warren, S. D., Ruzzycki, T. S., Vaughan, R., & Nissen, P. E. (2019). Validation of the unit stream power erosion and deposition (USPED) model at Yakima Training Center. Washington. *Northwest Science*, 92(5), 338-345. <https://doi.org/10.3955/046.092.0504>
- Weight, W. D., & Sonderegger, J. L. (2001). *Manual of applied field hydrology*. McGraw Hill.

