

Trabajo científico - Física, Química y Físico-química de Suelos

ENCOSTRAMIENTO EN SUELOS AGRÍCOLAS Y SU EFECTO SOBRE LA PÉRDIDA DE SUELO Y EMISIÓN DE PM10 POR EROSIÓN EÓLICA

Laura Andrea de Oro^{1,2,*} , Fernando Vecilla¹ , Daiana Maribel Rivas², Rocío Comas^{1,2} , Juan Esteban Panebianco¹ 

¹ Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam), Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

² Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

RESUMEN

Los suelos agrícolas en ecosistemas semiáridos son altamente susceptibles a la erosión eólica. En estos ambientes, las costras físicas superficiales formadas por precipitaciones de alta intensidad juegan un papel clave en el control de la erosión eólica. Este estudio evaluó la formación de costras producidas por precipitaciones intensas y su estabilidad frente al material transportado por saltación, así como su efecto en la tasa de pérdida de suelo (TPS) y la concentración de material particulado PM10 ([PM10]). Se seleccionaron tres suelos con texturas contrastantes: franco arenoso (S1), franco (S2) y franco limoso (S3). Se generaron dos tipos de costras mediante un simulador de lluvia: costra débil (Cd) y costra fuerte (Cf). La erosión eólica se simuló en túnel de viento durante 15 minutos a una velocidad de 13,5 m s⁻¹. Los resultados indican que el material fácilmente erosionable (MFE) aumentó y la proporción de PM10 disminuyó en Cf en S1 y S2, mientras que en S3 ocurrió lo contrario. La resistencia de las costras aumentó con la duración de la precipitación, en función de mayores contenidos de arcilla y limo. En todos los suelos, las superficies encostradas (Cd y Cf) redujeron la TPS y la [PM10] respecto al testigo (T). Sin embargo, la eficiencia de saltación (cociente entre [PM10] y TPS) se incrementó en las superficies encostradas, especialmente en S3 sin inyección adicional de material saltable, indicando una mayor capacidad de emisión directa de PM10 en suelos de texturas finas. En conclusión, las costras físicas superficiales pueden reducir la erosión eólica en suelos agrícolas semiáridos. Además, los resultados de este estudio podrían contribuir a la mejora de los modelos predictivos de erosión eólica, incorporando subrutinas que integren las variables de encostramiento de los suelos analizadas en este trabajo.

Palabras clave: costras físicas superficiales; precipitaciones intensas; región semiárida; emisión de polvo; túnel de viento.

* Autor de contacto:
laurideoro@yahoo.com.ar

Recibido:
22-04-25

Recibido con revisiones:
22-07-25

Aceptado:
18-08-25

Este artículo está bajo
licencia internacional



La titularidad del derecho de autor/a es de los/as Autores/as.

CRUSTING IN AGRICULTURAL SOILS AND ITS EFFECT ON SOIL LOSS AND PM10 EMISSIONS BY WIND EROSION

ABSTRACT

Agricultural soils in semi-arid ecosystems are highly susceptible to wind erosion. In these environments, the superficial physical crusts formed by high-intensity rainfall play a key role in controlling wind erosion. This study evaluated the formation of superficial physical crusts by high intensity rainfall and their stability against saltating material, as well as their effect on soil loss rates (SLR) and PM10 particulate matter

concentration ([PM10]). Three soils with contrasting textures were selected: sandy loam (S1), loam (S2) and silty loam (S3). Two types of crusts were formed using a rainfall simulator: weak crust (Cd) and strong crust (Cf). Wind erosion was simulated in a wind tunnel for 15 minutes at a velocity of 13.5 m s⁻¹. Results indicate that loose erodible material (LEM) increased and the PM10 proportion decreased in Cf in S1 and S2, whereas the opposite trend was observed in S3. Crusts resistance increased as the duration of precipitation increased, particularly in soils with higher clay and silt contents. In all soils, crusted surfaces (Cd and Cf) reduced SLR and [PM10], compared to the control (T). However, saltation efficiency (ratio of [PM10] to SLR) increased on crusted surfaces, particularly in S3 without additional saltating material injection, indicating a higher direct PM10 emission capacity in fine-textured soils. In conclusion, surface physical crusts can mitigate wind erosion in semiarid agricultural soils. The results of this study could contribute to improving wind erosion predictive models by incorporating subroutines that integrate the soil crusting variables analyzed in this study.

Keywords: superficial physical crusts; intense rainfall; semiarid region; dust emission; wind tunnel.

INTRODUCCIÓN

La región semiárida pampeana central de Argentina (RSPC) se caracteriza por precipitaciones escasas, vientos intensos durante gran parte del año y suelos predominantemente arenosos y poco desarrollados (Méndez et al., 2021). Una parte de estos suelos está destinada a la producción agrícola y es altamente susceptible a la degradación por erosión eólica.

Los suelos agrícolas frecuentemente quedan desprotegidos y expuestos a la erosión eólica, ya sea luego de la siembra de un cultivo, en el cual la superficie queda prácticamente sin cobertura, o luego de la cosecha de los cultivos anuales que no generan suficiente cantidad ni calidad de residuos para mantener niveles adecuados de cobertura durante el período de barbecho. En este contexto, las costras físicas formadas en superficie adquieren un papel clave en el control de la erosión eólica (Vos et al., 2020, 2021; Klose et al., 2019; Yan et al., 2015). A menudo el suelo está cubierto por costras físicas formadas por precipitaciones previas (Chamizo et al., 2010). Los eventos de lluvia en estos ambientes suelen ser de alta intensidad y corta duración (Ferrelli et al., 2021; Gong et al., 2004; Barros, 2004), lo que puede producir cambios significativos en la superficie del suelo, como la destrucción de micro y macroagregados, modificaciones en la distribución del tamaño de partículas asociado a cambios de la distribución de los tamaños de poros y la relocalización de fracciones susceptibles a la movilización por saltación (Avecilla et al., 2017). El tipo de costra formada depende de la textura del suelo y de las condiciones superficiales al momento de la precipitación.

Las costras físicas del suelo se forman como resultado de la ruptura de los agregados y la dispersión de arcillas inducida por el impacto de las gotas de lluvia (Sharratt y Vaddella, 2014). Este proceso involucra dos mecanismos principales: la destrucción mecánica causada por el impacto directo de las gotas de lluvia y el efecto de "estallido", generado por el aumento de la presión interna cuando el agua ingresa y comprime el aire atrapado en los microporos (Le Bissonnais, 1990). Durante la formación de la costra, los primeros milímetros de la superficie del suelo experimentan una clasificación vertical de partículas de distintos tamaños, proceso que se acentúa conforme aumenta la proporción de partículas de tamaño arena (Bielders y Baveye, 1995; Valentin y Bresson, 1992). En suelos de textura gruesa la clasificación vertical de las partículas se acentúa, y la estructura interna de la costra se compone de una delgada capa de material fino (arcilla) en la base, sobre la cual se depositan partículas más gruesas (arenas de 0,1 a 0,5 mm). En contraste, en suelos de textura fina, donde el contenido de arena es menor, la estructura interna de la costra se conforma predominantemente por una capa más gruesa de partículas finas (arcillas y limos), con una menor proporción de partículas gruesas (arenas) en la superficie. Esta diferencia estructural en la formación de la costra según la textura del suelo influiría en el proceso de erosión eólica y la consecuente emisión de material particulado respirable a la atmósfera.

Es posible que el mecanismo de degradación de estas costras, tanto por acción directa del viento como por el impacto de las partículas en saltación, dependa en gran medida de la textura del suelo. De hecho, el "bombardeo" de la costra por partículas en saltación es reconocido como el principal mecanismo de liberación sostenida de material particulado fino, principalmente PM10 (material particulado con un diámetro aerodinámico igual o menor a 10 µm) de estas superficies (Rice y McEwan, 2001). Sin embargo, según Avecilla et al. (2016) la importancia relativa de la saltación, la fragmentación y la suspensión directa en el proceso de liberación de polvo desde el suelo, dependen también de la textura de la superficie. En conse-

cuencia, existiría una relación entre la formación de costras superficiales, la erosión eólica y la emisión de PM10 debido al impacto de las partículas saltadoras (Zobeck, 1991).

Las costras superficiales protegen al suelo contra la erosión eólica hasta que son degradadas por el impacto de partículas en movimiento o por algún otro factor, por ej., el pisoteo animal. Parte de este material, denominado loose erodible material (LEM) por Zobeck (1989) y aquí referido como material suelto fácilmente erosionable (MFE), permanece sobre la superficie del suelo tras la formación de la costra. Este MFE, compuesto principalmente por partículas de 0,1 a 0,5 mm de diámetro (arenas finas y medias) (Potter, 1990), puede ser removilizado por el viento mediante saltación. El efecto abrasivo del MFE sobre la costra, así como su contribución a la degradación de estas formaciones en distintos tipos de suelos, ha sido poco estudiado. Esto ha impedido que los modelos predictivos de erosión eólica como la WEQ (Ecuación de Erosión Eólica), RWEQ (Ecuación Revisada de Erosión Eólica) y la WEPS (Sistema de Predicción de Erosión Eólica), incluyan subrutinas que integren estas variables. En el modelo WEQ la estabilidad mecánica de la costra superficial se considera de poca importancia para las estimaciones anuales, mientras que en modelo RWEQ el factor de encostramiento se computa en relación con las proporciones de arcilla y materia orgánica (Fryrear et al., 1999). Por lo tanto, surge el interrogante sobre la relación entre el MFE y la resistencia de las costras a la degradación en suelos de distinta textura.

En suelos de textura fina, la proporción de MFE es, por lo general, relativamente baja; sin embargo, el material fino (PM10) remanente sobre la costra puede ser transportado por suspensión directa (Edri et al., 2016), es decir sin que se produzca previamente la saltación que permite la ruptura de la costra. Estudios previos han demostrado que la emisión directa de PM10 desde suelos encostrados puede ser significativa en determinados ambientes (Kjelgaard et al., 2004). Este mecanismo es relevante en suelos finos donde el proceso de saltación es más limitado, lo que sugiere que estos suelos generarían una mayor emisión directa de PM10 en comparación con suelos arenosos, debido a la presencia de material fino potencialmente movilizable por suspensión.

Por otro lado, algunos modelos de predicción de erosión eólica suelen considerar el efecto de las costras formadas tras precipitaciones >10 mm como protector frente a la erosión, aunque sin considerar mecanismos de formación ni de degradación específicos. Existen pocos estudios sobre el impacto de lluvias de alta intensidad en la formación y degradación de costras físicas, a pesar de que estas precipitaciones pueden modificar significativamente las condiciones superficiales del suelo, incluso con baja acumulación de lluvia y, por ende, afectar el posterior proceso de erosión eólica y emisión de PM10.

El objetivo de este estudio fue evaluar como diferentes costras físicas superficiales, formadas por lluvia de alta intensidad en suelos agrícolas de distintas texturas, inciden en la pérdida de suelo y la emisión de PM10 por erosión eólica, considerando la interacción con el material transportado por saltación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección y caracterización de los suelos de estudio

Para este estudio, se seleccionaron tres sitios con suelos agrícolas de texturas contrastantes en la Región Semiárida Pampeana Central (Figura 1): Anguil (S1) (36°35'16,3" S 63°57'15,2" O), La Victoria (S2) (36°37'27,5" S 64°09'12,7" O) y La Primavera (S3) (36°22'56,9" S 64°17'51,8" O). Estos sitios se encuentran dentro de un área de aproximadamente 250 km², lo que implica condiciones climáticas similares en términos de precipitación total, evapotranspiración, humedad relativa, temperatura, heliofanía y radiación, considerando la variabilidad espacial propia de la región.

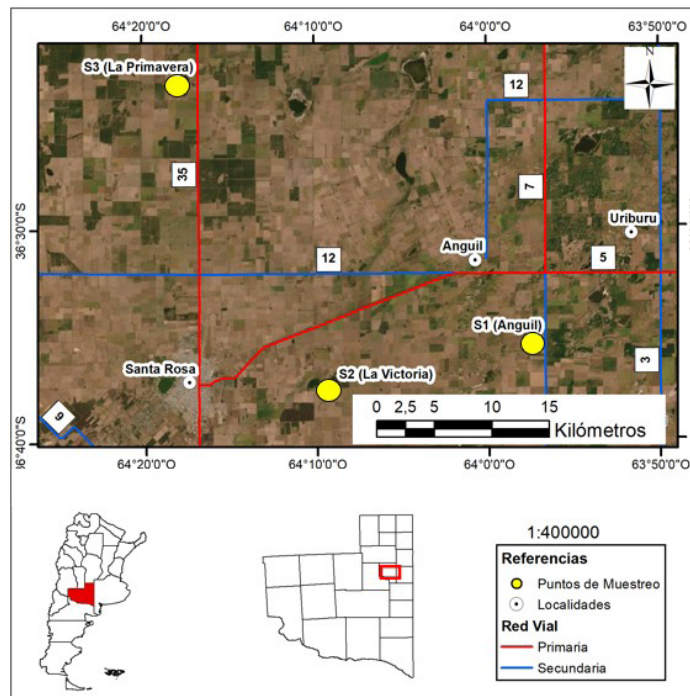


Figura 1. Ubicación geográfica de los sitios muestreados (Fuente: Elaborado en base a Imagen Sentinel 2 del 16 de octubre de 2023).

Figure 1. Geographic location of the sampled sites (Source: based on Sentinel 2 Image of October 16, 2023).

En cada sitio se tomaron muestras compuestas de suelo de manera aleatoria y por triplicado. Cada muestra correspondió a los primeros 2,5 cm de profundidad de una superficie de 100 m². La granulometría de las muestras se determinó mediante tamizado en húmedo y el método de la pipeta de Robinson (Gee y Bauder, 1986) con eliminación previa de carbonatos libres (mediante ácido acético al 6%) y de materia orgánica (con peróxido de hidrogeno al 100%). La dispersión de las muestras se realizó con hexametáfosfato de sodio seguido de agitación en agua (30 minutos a 1500 rpm) y tratamiento por ultrasonido (35 KHz durante 15 minutos). El contenido de materia orgánica (MO) se estimó según las Normas IRAM/SAGyP 29571-3:2016, mediante la determinación de carbono orgánico oxidable y la aplicación de un factor de corrección. El pH actual se midió en una relación suelo-agua 1:2.5 y la conductividad eléctrica (CE) en extracto de saturación (Jackson, 1964). Los suelos fueron clasificados según las clases texturales propuestas por el USDA (Soil Survey Division Staff, 1993).

Además, se estimó la fracción erosionable del suelo (FE), definida como el porcentaje de agregados <0,84 mm, mediante la ecuación propuesta por López et al. (2007) (Ec.1). Estos autores desarrollaron un modelo específico para predecir FE en suelos de la RSPC, dado que la relación arena/arcilla en la región es inferior al límite definido por la ecuación original de Fryrear et al. (1998),

$$\text{Ec. (1)} \quad FE = 9,98 + 6,91 \text{ arena/arcilla} + 14,1/MO$$

donde, arena es el porcentaje de partículas entre 500 y 2000 μm , arcilla es el porcentaje de partículas <2 μm , ambos determinados por el método de la pipeta, y MO es el porcentaje de materia orgánica que contiene el suelo. Las principales características de los suelos de estudio se presentan en la Tabla 1. Los suelos (S) fueron ordenados numéricamente (1,2,3) en función de su mayor contenido de arena y su menor contenido de arcilla+limo.

Tabla 1. Características de los suelos estudiados.**Table 1.** Characteristics of the studied soils.

Sitio		S1	S2	S3
Clase textural		Franco arenoso	Franco	Franco limoso
DTP (g kg ⁻¹)	Arcilla (< 2 µm)	139	181	150
	Limo (2-50 µm)	327	398	600
	Arena (50-2000 µm)	534	421	250
FE (%)		43,2	28,7	27,1
MO (%)		2,1	5,3	2,5
pH		5,56	4,22	6,23
CE (mmohs cm ⁻¹)		1,17	1,02	0,4

DTP: distribución de tamaño de partículas; FE: fracción erosionable; MO: materia orgánica; CE: conductividad eléctrica.

Adicionalmente, se determinó la distribución de tamaño de partículas (DTP) de la capa superficial del suelo (0- 2,5 cm) mediante un contador láser de partículas Malvern Mastersizer (Modelo 2000), utilizando dos tratamientos de dispersión: máxima (+disp) y mínima (-disp). El tratamiento con mayor dispersión incluyó la eliminación de carbonatos libres y materia orgánica, seguido de agitación en agua destilada durante cinco minutos y aplicación de ultrasonido. En contraste, el tratamiento con mínima dispersión consistió únicamente en la inmersión de las muestras en agua destilada, sin alteraciones adicionales, para su análisis en el contador de partículas. La determinación de DTP mediante este método permitió describir con mayor precisión la composición granulométrica (+disp) y el estado de microagregación (-disp) de la superficie del suelo antes de la formación de la costra, así como evaluar los cambios en la disposición de las partículas, asociados al proceso de clasificación vertical, después de la formación de las costras.

Formación de costras físicas con simulador de lluvia

Las costras físicas superficiales se formaron mediante un simulador de lluvia por aspersión (Rostagno y Garayzar, 1995) (Figura 2). Este dispositivo emplea un pico aspersor de cono lleno con un ángulo de salida de 120°, (modelo 460.968.30.CG, fabricado por Lechler GMBH de Fellbach, Alemania) cuya eficiencia ha sido evaluada por Adema et al. (2003). El aspersor está conectado a un manómetro con un rango de presión de 0 a 1 kg cm⁻² y se ubica en posición vertical centrado en una estructura metálica de soporte. Esta estructura telescópica cuenta con cuatro patas extensibles que permiten ajustar la altura del simulador. Para inducir la formación de las costras físicas (C) con diferentes características (Valentin y Bresson, 1992) se aplicaron dos tratamientos con la misma intensidad (180 mm h⁻¹) pero con diferentes tiempos de exposición: Cd, costra débil: 6 mm acumulados durante 2 minutos (baja exposición) y Cf, costra fuerte: 45 mm acumulados en 15 minutos (alta exposición). Además, se contó con la muestra testigo (T) para cada suelo (sin tratamiento de lluvia).

Antes de la exposición a la lluvia simulada, las muestras de los distintos suelos fueron secadas al aire hasta alcanzar un peso constante y posteriormente tamizadas con un tamiz de 2 mm. Este procedimiento permitió eliminar restos vegetales, elementos no erodables como clastos (>2 mm), raíces y material vegetal. Las muestras tamizadas se colocaron en cajas plásticas de 35x50x9 cm, utilizando tres cajas por tipo de suelo (S1, S2 y S3) y tratamiento (T, Cd y Cf), lo que resultó en tres réplicas por condición experimental (n=27). Las cajas presentaban múltiples orificios en la base para facilitar el drenaje del exceso de agua durante la aplicación de la lluvia simulada, evitando la saturación de las muestras, especialmente en los ensayos con mayor tiempo de exposición (15 minutos).

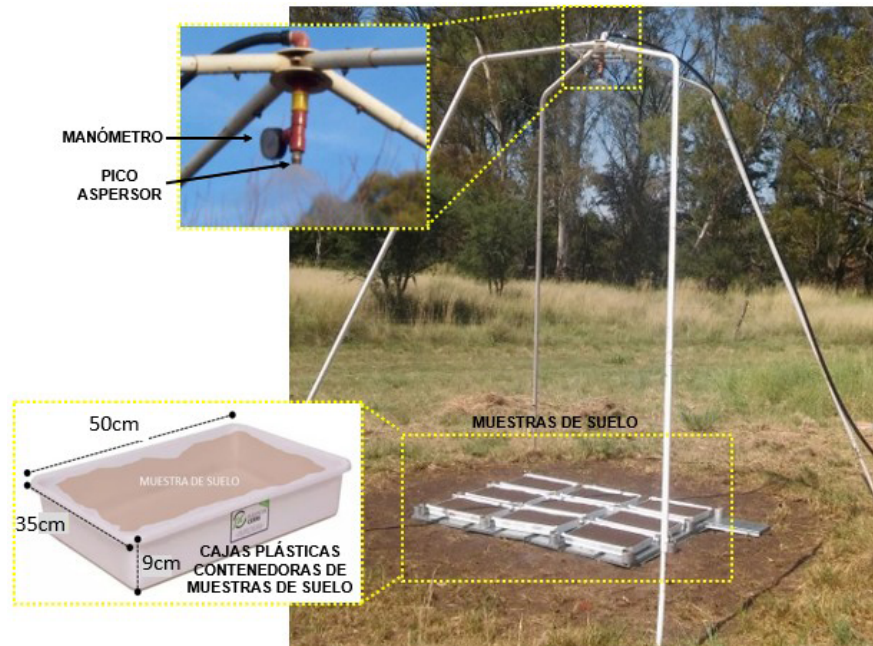


Figura 2. Simulador de lluvia portátil y disposición de las muestras para la formación de costras.
Figure 2. Portable rain simulator and sample arrangement for crust formation.

Antes de la simulación de la lluvia, las bandejas con las muestras fueron pesadas en una balanza granataria y su contenido de humedad fue determinado mediante secado en estufa a 105-110°C durante 24 hs, hasta alcanzar peso constante. Finalizada la simulación de la lluvia, las muestras fueron secadas al aire durante 60 días para asegurar su completo secado. Transcurrido dicho período y antes de ser utilizadas en el túnel de viento, las bandejas con las muestras fueron nuevamente pesadas.

Caracterización de las costras físicas formadas

La resistencia de la costra (en kg cm^{-2}) se midió con un micro-penetrómetro de punta plana, realizando siete mediciones por tipo de costra en cada suelo. A partir de estos valores, se calculó la resistencia promedio. El espesor de la costra (en mm) se midió con un calibre Vernier. Por otro lado, se tomó una muestra compuesta a partir de submuestras aleatorias de la superficie de cada costra para determinar la distribución de tamaño de partículas (DTP). Este análisis permitió evaluar los cambios en DTP en la superficie de la costra, resultante de la clasificación vertical producida por la lluvia, en comparación con la distribución original del suelo (Figura 3). A partir del mismo análisis granulométrico, se determinó la proporción de PM10 en cada costra (Tabla 2). Además, se determinó el contenido de materia orgánica (MO en %) de cada costra.

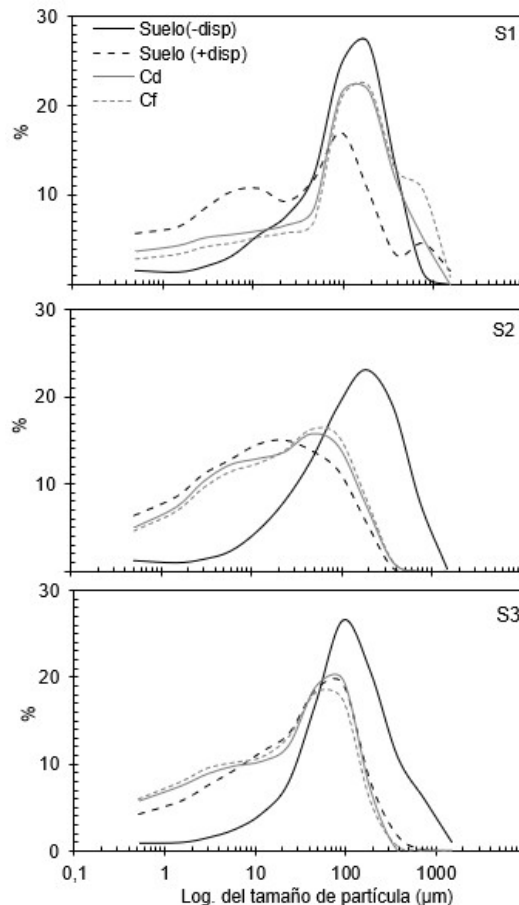


Figura 3. Distribución de tamaño de partículas de cada suelo con tratamientos de máxima (+disp) y mínima (-disp) dispersión de las muestras. S1= franco arenoso; S2= franco; S3= franco limoso. Cd= costra débil; Cf= costra fuerte.

Figure 3. Particle size distribution of each soil for treatments with maximum (+disp) and minimum (-disp) sample dispersion. S1= sandy loam; S2= loam; S3= silt loam. Cd= weak crust; Cf= strong crust.

Como se observa en la Figura 3, el suelo franco arenoso (S1) presentó una mayor proporción de partículas $>125 \mu\text{m}$ (20%, tratamiento + disp) en comparación con los suelos de textura más fina (6% en S2 y 10% en S3). Asimismo, la fracción de partículas $>500 \mu\text{m}$ fue de 6,2% en S1 mientras que, en S2 fue inexistente (0%) y en S3 apenas alcanzó el 0,13%. Por el contrario, la proporción de partículas $<125 \mu\text{m}$ fue menor en S1 (80%) que en S2 (94%) y S3 (90%). Por otro lado, la curva de DTP con -disp, mostró que gran parte de las partículas finas $<62 \mu\text{m}$ se mantuvieron formando agregados $> 62 \mu\text{m}$ (78% en S1; 82% en S2 y S3). Para las costras, solo analizadas con +disp (textura), las curvas de S2 y S3 fueron similares a la del suelo original (T), mientras que en S1 mostraron mayores diferencias, indicando una clasificación vertical más marcada y predominio de partículas tamaño arena en superficie.

Simulaciones en túnel de viento

Para evaluar el efecto del viento sobre las muestras de suelo sometidas a los diferentes tratamientos, se realizaron simulaciones en un túnel de viento de 8 m de longitud (Figura 4). La descripción y calibración del túnel de viento utilizado pueden consultarse en Colazo et al. (2016). En la parte superior y anterior del túnel, se instaló una tolva para la inyección de material abrasivo, permitiendo suplementar partículas en saltación por gravedad (Avecilla et al., 2015; 2016). El material almacenado en la tolva se inyectó en el flujo de aire a un caudal de $12,6 \text{ g s}^{-1}$, regulado mediante un sistema de planchuelas deslizables con orificios coincidentes. El caudal máximo se alcanzó cuando los orificios de la planchuela deslizable y de la tolva coincidieron completamente, mientras que su reducción se logró mediante una coincidencia parcial de ambos orificios. El material ingresa desde la tolva al interior del túnel a través de un tubo de 1 cm de diámetro, ubicado a

15 cm sobre la superficie del piso del túnel (Figura 4). Se utilizó el mismo material inyectado en todos los suelos (arena "rubia" con un diámetro geométrico medio, DGM ≈ 322,4 μm), con el fin de garantizar de que la energía de impacto del material en saltación (MFE) sobre la costra fuera similar en todas muestras.

Las simulaciones se realizaron a una velocidad de viento constante de 13,5 m s⁻¹, valor superior a la velocidad umbral (velocidad mínima necesaria para que comience el proceso de erosión eólica) determinada para los suelos de esta región (~7,5 m s⁻¹; de Oro y Buschiazzo, 2009). Cada simulación tuvo una duración total de 15 minutos. Las cajas plásticas con las muestras de suelo con costra se dispusieron en la parte posterior del túnel de viento (Figura 4). Durante los primeros 5 minutos, la simulación se realizó sin inyección adicional de material en saltación (denominada "sin saltación, SS"), con el objetivo de evaluar el desprendimiento de la costra exclusivamente por efecto del viento y determinar el inicio del proceso de erosión eólica y emisión de PM10. Al finalizar este periodo, las bandejas con las muestras fueron pesadas para determinar la tasa de pérdida de suelo (TPS) sin el efecto de la abrasión por partículas saltadoras inyectadas. Durante los 10 minutos restantes, se inyectó material adicional de saltación (denominado "con saltación, CS") con el fide evaluar la resistencia de la costra a la abrasión provocada por las partículas. Al finar la simulación, las bandejas con las muestras fueron nuevamente pesadas para determinar la TPS con efecto de la abrasión de las partículas saltadoras inyectadas. Se realizaron tres repeticiones por tratamiento (T, Cd y Cf) y tipo de suelo (S1, S2 y S3).

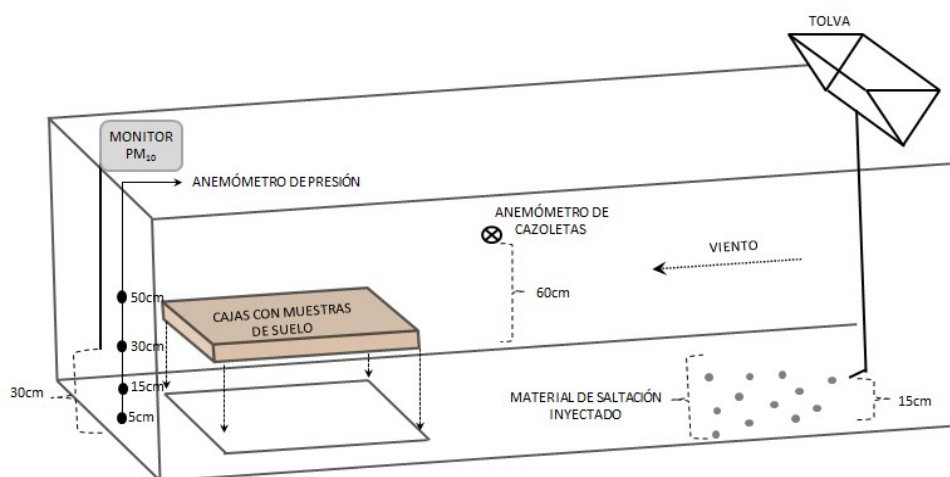


Figura 4. Esquema del túnel de viento, diseño experimental y medición de parámetros.
Figure 4. Scheme of the wind tunnel experimental design and measurements.

Mediciones y cálculos

La velocidad del viento se midió a 0,6 m de altura con un anemómetro de cazoletas, ubicado en la sección media de la parte posterior de la sección de trabajo del túnel de viento (Figura 4). Además, se midió la velocidad del viento con un anemómetro de presión a 0,05; 0,15; 0,3 y 0,5 m de altura para obtener el perfil vertical del viento. Los datos de velocidad usados para la determinación del perfil se tomaron dentro de la capa límite, definida como la altura a la cual el perfil logarítmico de la velocidad del viento alcanza el 99% de su valor máximo, estimada entre 0,4 y 0,6 m de altura. La velocidad de fricción del viento se calculó mediante la ecuación (2),

$$Ec. (2) \quad U_z = \mu^* / k \ln$$

donde, U_z es la velocidad del viento a la altura z , μ^* es la velocidad de fricción, k es la constante de Von Karman (0,4).

La concentración de PM10 en el aire [PM10] se midió a una altura fija de 0,3 m de la superficie del suelo utilizando un monitor de polvo digital de dispersión de luz Kanomax (modelo 3443), con un rango de medición de partículas entre 0,1 y 10 μm . Este dispositivo mide concentración de PM10 en un rango de 0,001 a 10000 mg m^{-3} , con un flujo de entrada de 1 L min^{-1} (más detalles en www.kanomax-usa.com). La concentración se midió a intervalos de 1 segundo (en $\text{mg m}^{-3} \text{s}^{-1}$). Para determinar la concentración media en cada tratamiento ("sin saltación, SS" y "con saltación, CS") se promediaron las concentraciones en función de la duración de cada tratamiento (5 y 10 minutos, respectivamente). La concentración "Total" (15 min) se obtuvo sumando las concentraciones medias de ambos tratamientos.

La cantidad de suelo movilizado por erosión eólica se determinó a partir de la tasa de pérdida de suelo (TPS, en $\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$) calculada mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Ec. (3)} \quad \text{TPS} = \frac{[(\text{PSA}-\text{PSP})/\text{PSA}]/0,175}{t}$$

donde, PSA es el peso de la bandeja con la muestra de suelo antes de la simulación con túnel de viento, PSP es el peso de la bandeja con la muestra de suelo posterior a la simulación (en gramos), 0,175 es la superficie de la bandeja que contiene la muestra (en m^2) y t es el tiempo de simulación en el túnel de viento (en segundos). La eficiencia de saltación (Panbianco et al., 2022) se calculó como el cociente entre la [PM10] medida y TPS, para cada tratamiento.

Análisis estadísticos

Se realizó un ANOVA de dos factores con un diseño completamente aleatorizado para evaluar los efectos de cada tratamiento (tipo de suelo y tipo de costra) sobre las variables TPS y [PM10]. Cuando se detectó un efecto significativo de estos factores en TPS y [PM10] se aplicó la prueba de Tukey con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ para comparar sus medias. Los análisis estadísticos se realizaron con el software INFOSAT (Di Rienzo et al., 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características de las costras físicas formadas

El suelo S1, de textura más gruesa, presentó los valores más altos de material fácilmente erosionable (MFE) en todas las superficies (T, Cd y Cf), en comparación con S2 y S3, ambos de textura más fina (Tabla 2). En S1, el MFE fue mayor en Cf (35,2%), seguido de Cd (33,5%); en ambos casos, estos valores duplicaron al del testigo (13,8%) y al menos triplicaron los valores de MFE en las superficies correspondientes de S2 y S3. Respecto a la proporción de material particulado menor a 10 μm (PM10), la superficie T en S1 y S2 presentó los valores más altos en relación a las superficies encostradas; mientras que, en S3 sucedió lo contrario. En general, Cd y Cf en los suelos de textura más fina (S2 y S3) mostraron mayores valores de PM10 que el suelo de textura más arenosa (S1). Respecto al contenido de materia orgánica (MO), S2 presentó el porcentaje más alto, seguido de S3 y, en menor medida, S1.

Tabla 2. Parámetros evaluados en las costras formadas sobre cada tipo de suelo. S1= suelo franco arenoso; S2= suelo franco; S3= suelo franco limoso. Cd= costra débil; Cf= costra fuerte.

Table 2. Parameters evaluated in the crusts formed on each soil type. S1= sandy loam soil; S2= loam soil; S3= silty loam soil. Cd= weak crust; Cf= strong crust.

	S1			S2			S3		
	T	Cd	Cf	T	Cd	Cf	T	Cd	Cf
MFE (%)	13,8	33,5	35,2	6,2	8,8	9,6	9,8	7,1	6,4
PM10 (%)	31,2	18,9	14,8	38,9	34,8	32,5	27	31,8	33,8
MO (%)	2,1	2,1	2,0	5,3	6,2	6,5	2,5	3,8	3,8
Resistencia (kg m ⁻²)	-	0,54 ^a	1,77 ^b	-	0,52 ^a	2,52 ^c	-	0,68 ^a	5,37 ^d
Espesor (mm)	-	1	4	-	2,5	12	-	5	21

MFE: material fácilmente erosionable; PM10: material particulado con diámetro $\leq 10 \mu\text{m}$; MO: materia orgánica.

En los tres suelos analizados, la costra fuerte (Cf) presentó los valores más altos de resistencia, con Cf de S3 como la más resistente (5,37 kg cm⁻²) y Cf de S1 como la menos resistente (1,77 kg cm⁻²) ($p < 0,05$). En el caso de la costra débil (Cd), la resistencia fue similar entre los 3 suelos ($p > 0,05$), con valores de 0,68 kg cm⁻² en S3, 0,52 kg cm⁻² en S2 y 0,54 kg cm⁻² en S1. El espesor de la costra fue mayor en Cf que en Cd para los tres suelos. En Cf, el espesor fue mayor en los suelos de textura más fina (12 mm en S2 y 21 mm en S3), respecto al suelo de textura más arenosa (4 mm en S1). Se observó una correlación lineal positiva entre la resistencia de la costra (Y) y su espesor (x) ajustada mediante la ecuación $Y = 0,2423x + 0,0418$ ($R^2 = 0,95$; $p < 0,05$). Este resultado indica que, en general y bajo la intensidad de lluvia evaluada, a mayor espesor de costra corresponde una mayor resistencia, lo que refleja que una mayor cantidad de lluvia acumulada incrementa la energía cinética ejercida sobre la superficie del suelo y en consecuencia favorece la formación de costras más gruesas y resistentes. Los suelos de textura más fina (S2 y S3) mostraron los cambios más significativos en estos parámetros, principalmente debido a un proceso de clasificación vertical más pronunciado, en el cual las partículas finas permanecieron en superficie, incrementando así la resistencia de la costra.

Tasas de pérdida de suelo (TPS)

En la superficie testigo (T), la TPS fue mayor en S1 que en S2 y S3 ($p < 0,05$) (Figura 5), mientras que entre estos dos últimos suelos no se observaron diferencias significativas ($p > 0,05$). Estos resultados coinciden con la mayor susceptibilidad a la erosión del S1 (FE= 43%, Tabla 1) en comparación con S2 y S3 (FE 28,7% y 27,1%, respectivamente).

En todas las superficies encostradas, la TPS se redujo entre un 65 y un 96%, en comparación con la superficie testigo (T), indicando un efecto positivo de las costras para reducir la erosión eólica. En S1, la TPS en T (34,73 g m⁻² s⁻¹) fue siete veces mayor que en Cd (4,70 g m⁻² s⁻¹) y veintiuna veces mayor que en Cf (1,64 g m⁻² s⁻¹). En S2, la TPS en T (11,47 g m⁻² s⁻¹) fue aproximadamente tres veces superior que en Cd (4,14 g m⁻² s⁻¹) y Cf (3,38 g m⁻² s⁻¹). En S3, la TPS en T (9,00 g m⁻² s⁻¹) superó en veintidós veces la de Cd (0,41 g m⁻² s⁻¹) y en veintiséis veces la de Cf (0,35 g m⁻² s⁻¹). Al comparar la TPS entre Cd y Cf dentro de cada suelo, sólo en S1 (suelo de textura más arenosa), se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) con valores de 4,70 g m⁻² s⁻¹ en Cd y 1,64 g m⁻² s⁻¹ en Cf. Esto sugiere que, en suelos de texturas más gruesas, la cantidad de lluvia acumulada no solo influye en la formación de la costra sino también en su efectividad para reducir la erosión eólica (TPS). En S2 y S3, aunque la resistencia y el espesor de los distintos tipos de costras difirieron dentro de cada suelo (Tabla 2) presentaron TPS similares ($p > 0,05$), lo que indica que, las costras formadas fueron lo suficientemente resistentes para soportar la fuerza de arrastre del viento y el impacto de las partículas saltadoras.

Por otro lado, en todos los suelos analizados, una precipitación acumulada de solo 6 mm fue suficiente para generar una costra resistente tanto a la acción del viento como al impacto de las partículas en

saltación, reduciendo significativamente la erosión del suelo. Estos resultados son consistentes con los encontrados por Yan et al. (2015) y Feng et al. (2013), quienes indicaron que precipitaciones inferiores a 10 mm son suficientes para formar costras físicas capaces de reducir de manera considerable la erosión eólica en suelos arenosos y franco limosos. Por otro lado, y aunque se utilizó una velocidad de viento superior a $7,53 \text{ m s}^{-1}$ – valor establecido por de Oro y Buschiazzo (2009) como velocidad umbral para iniciar la erosión eólica en suelos de esta región-, la resistencia de las costras sugiere que dicho umbral podría ser mayor. Esto coincide con resultados de estudios previos (Pi y Sharratt, 2019; Sharratt y Vaddella, 2014), que demostraron que en suelos encostrados la velocidad umbral aumenta con la resistencia y el espesor de la costra, además de estar influenciada por el contenido de arcilla. No obstante, se requieren más estudios para verificar este comportamiento.

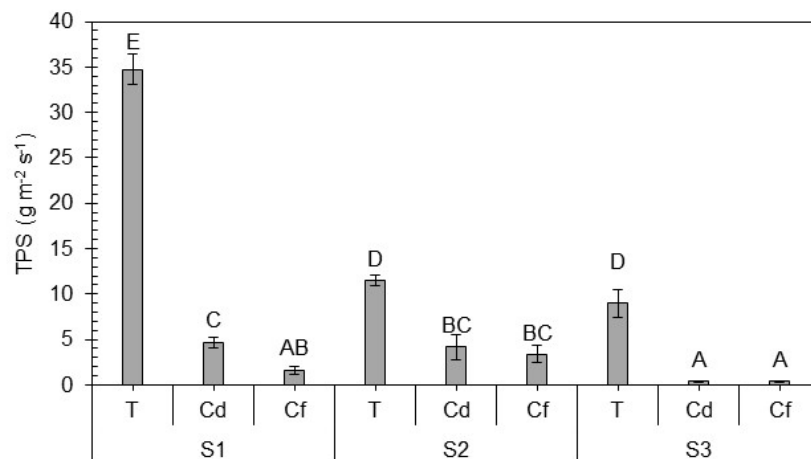


Figura 5. Tasa de pérdida de suelo (TPS, $\text{g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) con los tratamientos Cd, Cf y testigo (T). S1= suelo franco arenoso; S2= suelo franco; S3= suelo franco limoso. Cd= costra débil; Cf= costra fuerte. Letras diferentes indican diferencias estadísticas entre los tratamientos y tipos de suelos ($n=27$; $p<0,05$).

Figure 5. Soil loss rate (SLR, $\text{g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) for the Cd, Cf and control (T) treatments. S1= sandy loam soil; S2= loam soil; S3= silty loam soil. Cd= weak crust; Cf= strong crust. Different letters indicate statistical differences between treatments and soil types ($n=27$; $p<0.05$).

En todos los suelos, la TPS_{ss} y TPS_{cs} fue mayor en T que en Cd y Cf (Tabla 3). El incremento de TPS cuando se aplica saltación (ITPS) se determinó como el cociente entre TPS_{cs} y TPS_{ss} , en cada superficie. En S1, ITPS en T fue de 1,4, lo que indica un aumento del 36% en la TPS_{cs} . En Cd y Cf, el ITPS fue de 4,1 y de 3,8, respectivamente, representando incrementos del 310% y 280%. En S2 (suelo relativamente fino con alto % MO), el ITPS fue de 2,1, 2 y 1,6 para T, Cd y Cf, respectivamente, lo que corresponde a aumentos de TPS_{cs} del 107%, 98% y 65%. En S3, (suelo relativamente fino, aunque con bajo % MO en relación a S2) el ITPS alcanzó valores de 1,5, 13,3 y 6,4 para T, Cd y Cf, respectivamente, reflejando incrementos del 54%, 1230% y 540% en la TPS_{cs} .

Tabla 3. Tasa de pérdida de suelo sin (TPS_{ss} en $g\ m^{-2}\ s^{-1}$) y con (TPS_{cs} en $g\ m^{-2}\ s^{-1}$) inyección de partículas de saltación en las muestras de suelo estudiadas. S1= suelo franco arenoso; S2= suelo franco; S3= suelo franco limoso. Cd= costra débil; Cf= costra fuerte. Valores entre paréntesis indican el desvío estándar.

Table 3. Soil loss rate with (SRL_{cs} in $g\ m^{-2}\ s^{-1}$) and without (SLR_{ss} in $g\ m^{-2}\ s^{-1}$) saltating particles on the studied soil samples. S1= sandy loam soil; S2= loam soil; S3= silty loam soil. Cd= weak crust; Cf= strong crust. Values in parentheses indicate the standard deviation.

	S1			S2			S3		
	T	Cd	Cf	T	Cd	Cf	T	Cd	Cf
TPS_{ss}	14,73 (1,15)	0,92 (0,52)	0,34 (0,15)	3,73 (0,38)	1,39 (0,63)	1,28 (0,42)	3,54 (0,91)	0,03 (0,01)	0,05 (0,01)
TPS_{cs}	19,99 (0,56)	3,78 (1,10)	1,30 (0,28)	7,74 (0,17)	2,75 (0,69)	2,10 (0,56)	5,46 (0,86)	0,38 (0,01)	0,30 (0,08)

A pesar de que en el suelo franco limoso (S3) la TPS en las superficies encostradas fue relativamente baja, el ITPS fue significativamente mayor en comparación con las superficies encostradas de los suelos franco arenoso (S1) y franco (S2). Esto sugiere que, en suelos de textura más fina con altos contenidos de limo, la saltación tuvo un impacto más significativo en el proceso de erosión eólica. Estos resultados coinciden parcialmente con los encontrados por AVECILLA et al. (2015), quienes indicaron que en suelos de texturas finas la saltación tuvo un mayor efecto sobre los incrementos relativos de la erosión, en relación con suelos de textura más gruesa, donde la erosión eólica en términos absolutos fue mayor y además dependiente de las propiedades superficiales, como FE, entre otras. A pesar de que estos autores trabajaron en suelos sin encostramiento, las tendencias con respecto a la influencia de la textura fueron similares a las encontradas en este estudio para superficies encostradas.

Por otro lado, en todos los suelos analizados, los ITPS fueron menores en Cf que en Cd, lo que evidencia una mayor resistencia de Cf en comparación con Cd y, por ende, un mayor efecto de control sobre la erosión. Además, al comparar la reducción de TPS entre costras de un mismo suelo, se observó que en S1 y S2 las reducciones fueron del 30% y 33%, respectivamente, mientras que en S3 alcanzó un 690%. Esto sugiere que una costra formada por 45 mm de lluvia acumulada (Cf) reduce drásticamente la erosión, especialmente en suelos de texturas finas. En general, los resultados indican que, independientemente del tipo de suelo, la formación de costras superficiales actúa como una barrera protectora frente a la erosión eólica, reduciéndola significativamente. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que este estudio se realizó sobre muestras aisladas y en condiciones homogéneas. En condiciones de campo la escorrentía y la variabilidad espacial generan un encostramiento más heterogéneo y dinámico. Por otro lado, aunque no fue el objetivo de este trabajo, debe destacarse que, si bien la formación de costra reduce la pérdida de suelo por erosión eólica, puede dificultar la emergencia de plántulas y limitar la infiltración del agua debido al sellado superficial. Además, el encostramiento asociado a superficies desprovista de vegetación, residuos, o cobertura protectora, constituye en sí mismo un proceso de degradación superficial del suelo, ya que destruye agregados que aportan estabilidad estructural y porosidad. Como se mencionó previamente, el encostramiento del suelo produce un "planchado" de la superficie, disminuyendo, además, su rugosidad superficial, aumentando así, el riesgo de erosión.

Concentración de material particulado total ([PM10T]) emitido

Los valores de concentración de material particulado total [PM10T] emitido desde cada superficie y tipo de suelo se presentan en la Figura 6. Se observa que, en todos los suelos, la superficie sin costra (T) presentó mayores valores de [PM10T] en comparación con las superficies encostradas, aunque estas diferencias sólo fueron significativas en S1 y S2. Las costras más resistentes (Cf) fueron las superficies que emitieron menos material particulado. Sin embargo, solo en S1 y S2 las emisiones fueron significativamente menores que en T, reduciéndose aproximadamente 4 veces, con valores de $35,31\ \mu g\ m^{-3}\ s^{-1}$ y $26,87\ \mu g\ m^{-3}\ s^{-1}$, respectivamente. En relación con las costras más débiles (Cd), en todos los suelos presentaron mayores [PM10T] que las costras más resistentes (Cf), aunque estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ($p>0,05$). A pesar de ello, S1 mostró las mayores diferencias de [PM10T] entre Cd y Cf, seguido por S2 y S3. Los resultados indican que el suelo más arenoso (S1) presentó las mayores emisiones de [PM10T], mien-

tras que el suelo de textura más fina (S3) registró las menores. Por su parte, S2, de textura intermedia, presentó valores intermedios de [PM10T]. Estos resultados coinciden con los de Avecilla et al. (2016), quienes demostraron que los suelos de textura arenoso franco emiten mayor cantidad de material particulado PM10 (en valores absolutos) que los suelos arenosos y los de texturas más finas (franco arenoso y franco). Esto se debe, principalmente, a la interacción entre las características de la fracción de saltación (compuesta por partículas minerales y agregados de fracciones finas) y el contenido de PM10 en estos suelos. Asimismo, los resultados del presente estudio concuerdan con los obtenidos por Vos et al. (2021), quienes indicaron que los suelos con altos contenidos de arena y superficies encostradas emiten significativamente menos PM10 que las superficies sin costras, donde las partículas y agregados sueltos pueden ser fácilmente movilizados por la acción del viento.

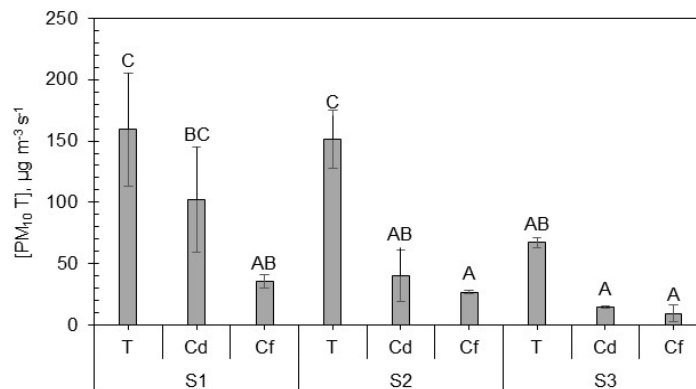


Figura 6. Concentración de material particulado total ([PM10 T], en $\mu\text{g m}^{-3} \text{s}^{-1}$) emitido desde las diferentes superficies. S1= suelo franco arenoso; S2= suelo franco; S3= suelo franco limoso. Cd= costra débil; Cf= costra fuerte. Diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos y tipos de suelos ($n=27$; $p<0,05$).

Figure 6. Total particulate matter concentration ([PM10 T] in $\mu\text{g m}^{-3} \text{s}^{-1}$) emitted from different surfaces. S1= sandy loam soil; S2= loam soil; S3= silty loam soil. Cd= weak crust; Cf= strong crust. Different letters indicate significant differences between treatments and soil types ($n=27$; $p<0.05$).

En la Tabla 4 se presentan los valores de concentración de material particulado [PM10] con y sin inyección de partículas saltadoras ([PM10]cs y [PM10]ss, respectivamente). Se observa que, independientemente de la presencia de material adicional en saltación, la superficie T registró las mayores [PM10] en todos los suelos, debido principalmente a la disponibilidad de material fino suelto susceptible a ser emitido a alta velocidad de viento ($13,5 \text{ m s}^{-1}$). En general, la [PM10]ss fue mayor en Cd que en Cf. Considerando la textura de los suelos, las [PM10]ss decrecieron desde el suelo más grueso al más fino ($S1>S2>S3$). Estos resultados pueden deberse a que S1 presentó los valores más altos de material fino fácilmente erosionable (MFE) ($\sim 30\%$, Tabla 2), lo que favoreció la saltación y, en consecuencia, la liberación de PM10 desde la superficie encostrada. En contraste, en S3, donde MFE fue menor ($\sim 7\%$), la alta resistencia de la costra y la mayor proporción de partículas finas en superficie sugieren que, en ausencia relativa de saltación, la emisión de PM10 se produzca exclusivamente por la fuerza de arrastre de viento, siendo éste el principal mecanismo de desprendimiento de partículas en las superficies encostradas, es decir, la suspensión directa de partículas o pequeños agregados.

Tabla 4. Concentración media de PM10 ($\mu\text{g m}^{-3} \text{s}^{-1}$) sin ([PM10]ss) y con ([PM10]cs) inyección de partículas de saltación en los suelos de estudio. S1= suelo franco arenoso; S2= suelo franco; S3= suelo franco limoso. Cd= costra débil; Cf= costra fuerte. Valores entre paréntesis indican el desvío estándar.

Table 4. Average PM10 concentration ($\mu\text{g m}^{-3} \text{s}^{-1}$) with ([PM10]cs) and without ([PM10]ss) injection of saltation particles on the studied soil samples S1= sandy loam soil; S2= loam soil; S3= silty loam soil. Cd= weak crust; Cf= strong crust. Values in parentheses indicate the standard deviation.

	S1			S2			S3		
	T	Cd	Cf	T	Cd	Cf	T	Cd	Cf
[PM10]ss	67,18 (23,48)	35,94 (22,85)	11,79 (0,81)	47,57 (8,18)	13,83 (7,00)	9,35 (0,62)	23,90 (1,86)	3,05 (1,59)	5,99 (3,41)
[PM10]cs	92,00 (22,78)	66,19 (20,21)	23,52 (4,66)	103,62 (15,35)	26,72 (13,96)	17,52 (1,02)	43,19 (2,14)	11,57 (1,05)	9,33 (8,54)

Al analizar los valores de [PM10]cs (Tabla 4), se observa un incremento en todos los suelos y tipos de superficie, en comparación al tratamiento “sin saltación” ([PM10]ss), duplicándose en la mayoría de los casos. Al igual que en el tratamiento [PM10]ss, los valores de [PM10]cs fueron mayores en Cd que en Cf y mostraron una disminución de S1 a S3. La menor [PM10]cs en S3, especialmente en Cf, puede atribuirse a su mayor resistencia y espesor. Esto sugiere que el efecto abrasivo extra de las partículas saltadoras adicionales tuvo un impacto relativamente menor sobre la costra, limitando la emisión de material fino, contrario a lo que sucedió en el suelo más arenoso (S1).

Eficiencia de saltación

La eficiencia de saltación se define como la capacidad de los suelos para liberar partículas finas (PM10) con relación a la intensidad de la saltación y se calculó como el cociente entre [PM10] y TPS, para cada tratamiento (Panebianco et al., 2022; AVECILLA et al., 2016). Este parámetro permite comparar la capacidad relativa de distintas superficies para emitir PM10. En la Figura 7 se presentan los valores de eficiencia de saltación para cada superficie dentro de cada tipo de suelo. Como se observa, excepto en S2, en S1 y S3 la eficiencia de saltación tiende a incrementarse en las superficies encostradas en relación con el T. Sin embargo, estas diferencias no son estadísticamente significativas, en general, debido a la alta variabilidad de la eficiencia dentro de cada superficie. En S1, la eficiencia de saltación en las superficies encostradas Cd y Cf fue 4,9 y 4,7 veces mayor, respectivamente, en comparación con la superficie sin costra (T). En S3, los incrementos fueron de 4,7 y 3,3 veces, respectivamente. En contraste, en S2 las superficies encostradas Cd y Cf presentaron eficiencias más bajas que la superficie sin costra, mostrando reducciones de 0,9 y 0,7 veces, respectivamente, en comparación con T. Las diferencias observadas en S2 podrían atribuirse a su alto contenido de MO que les otorgaría mayor resistencia a las costras formadas y proporcionaría mayor estabilidad a los microagregados, reduciendo así la liberación del material fino frente a los impactos de las partículas rodadoras o saltadoras, o directamente frente a la fuerza de arrastre del viento. La textura intermedia de este suelo, con un mayor contenido de arcilla y, en particular de MO (valores que duplican los contenidos de S1 y S3), lo ubica en una posición central en cuanto a los valores medidos de TPS y [PM10T]. En consecuencia, la eficiencia de saltación se mantiene en valores intermedios respecto a los suelos de textura más gruesa (S1) y más fina (S3).

Por otro lado, al comparar las superficies encostradas, se observó que en los tres suelos la eficiencia de saltación de Cd y Cf fue estadísticamente similar ($p < 0,05$), a pesar de que, en S2 y S3 la eficiencia de saltación en Cd fue 1,4 veces mayor que en Cf.

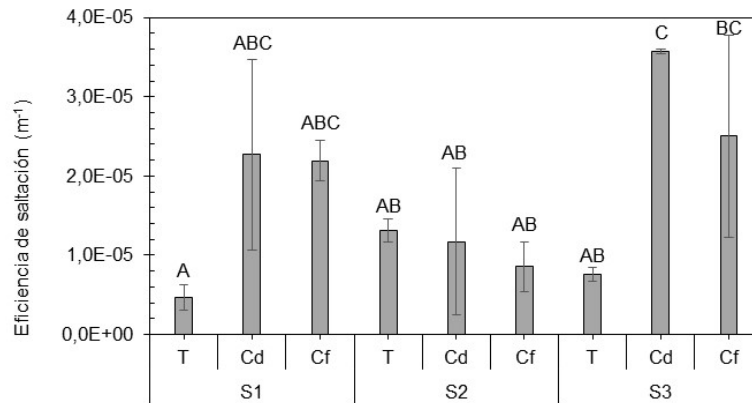


Figura 7. Eficiencia de saltación total ($[PM_{10}]/TPS$) para cada tratamiento (T, Cd y Cf) en los tres suelos (S1, S2 y S3). S1= suelo franco arenoso; S2= suelo franco; S3= suelo franco limoso. Cd= costra débil; Cf= costra fuerte. Diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos y tipos de suelos ($n=27$; $p<0,05$).

Figure 7. Total saltation efficiency ($[PM_{10}]/SRL$) for each treatment (T, Cd and Cf) in the three studied soils (S1, S2 and S3). S1= sandy loam soil; S2= loam soil; S3= silty loam soil. Cd= weak crust; Cf= strong crust. Different letters indicate significant differences between treatments and soil types ($n=27$; $p<0.05$).

En la Figura 8 se presentan las eficiencias de saltación para cada superficie y tipo de suelo, comparando los tratamientos con (CS) y sin saltación (SS). Se observa que, en S3, la eficiencia del tratamiento SS fue muy superior, no sólo respecto al tratamiento CS del mismo suelo, sino también en comparación con las demás superficies. Este resultado se relaciona con la capacidad de emisión directa de PM10 en suelos con alto contenido de limo, como se discutió previamente. En el tratamiento SS, la eficiencia depende casi exclusivamente de la emisión directa de PM10 emitida desde la superficie encostrada, dado que la ausencia de partículas gruesas movilizadas por saltación reduce su influencia en las concentraciones de PM10. Esto indica que, en suelos encostrados de textura fina y ricos en limo, la emisión directa de PM10 es el principal mecanismo de liberación de material particulado a la atmósfera. Estos resultados coinciden parcialmente con los encontrados por Kjølgaard et al. (2004), quienes demostraron que, sin saltación, la emisión directa y suspensión de partículas finas constituyen uno de los principales mecanismos de erosión en suelos franco limosos desarrollados sobre depósitos de loess en Estados Unidos. En S3, la proporción de MFE disminuyó tras la formación de las costras y fue menor que en S1 y S2 lo que sugiere que las partículas movilizables por saltación tuvieron escasa influencia en la liberación de PM10. Por el contrario, en S1, donde la eficiencia también fue mayor en SS que en CS, el MFE remanente sobre la costra pudo tener un rol más importante, ya que el viento pudo movilizar estas partículas, erosionando la costra superficial y favoreciendo la liberación de PM10. En S2, como se mencionó anteriormente, los mayores contenidos de arcilla y MO otorgaron mayor estabilidad a la costra y a los microagregados, limitando la liberación de PM10, incluso con inyección extra de partículas saltadoras.

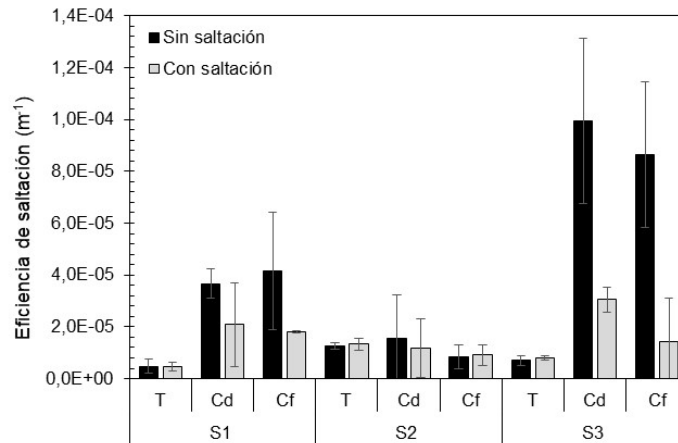


Figura 8. Eficiencia de saltación para cada superficie (T, Cd y Cf), para cada suelo (S1, S2 y S3) y para los tratamientos con y sin saltación. S1= suelo franco arenoso; S2= suelo franco; S3= suelo franco limoso. Cd= costra débil; Cf= costra fuerte.

Figure 8. Saltation efficiency for each surface (T, Cd and Cf), soil (S1, S2 and S3) and treatment with and without saltation. S1= sandy loam soil; S2= loam soil; S3= silty loam soil. Cd= weak crust; Cf= strong crust.

Los resultados de este estudio coinciden parcialmente con los de Zhang et al. (2023), quienes, en suelos compactados, demostraron que la eficiencia de saltación se relaciona positivamente con el contenido de limo, debido a que, se requiere poca saltación para emitir mayor cantidad de PM₁₀; tal como se observó aquí para S3.

CONCLUSIONES

- En todos los suelos estudiados, la resistencia y el espesor de las costras formadas aumentaron con la cantidad de precipitación acumulada, como resultado del reordenamiento y clasificación vertical de partículas y MO en la superficie. Este incremento de resistencia se correlacionó positivamente con mayores contenidos de arcilla y limo.

- En general, las superficies encostradas redujeron la tasa de pérdida de suelo entre 65 y 96% respecto a la superficie sin costra (T), evidenciando un efecto positivo para reducir la erosión eólica, incluso en costras débiles (Cd: 6 mm). El aumento de la intensidad de la saltación afectó en menor medida a las costras fuertes (Cf: 45 mm), especialmente en suelos de texturas más finas.

- Una mayor resistencia y espesor de la costra, también redujo las concentraciones de PM₁₀ emitido. En general, la eficiencia de saltación fue mayor en las superficies encostradas; ante un aumento de la saltación se observó un incremento relativo en la emisión de PM₁₀, especialmente en el suelo franco limoso. Incluso sin saltación, las costras formadas en este tipo de suelo presentaron mayores emisiones de PM₁₀.

- Los resultados de este estudio pueden contribuir a mejorar los modelos predictivos de erosión eólica, aportando datos que podrían utilizarse en subrutinas o en la validación de modelos de erosión eólica y emisión de polvo. La formación de costras físicas superficiales en lotes agrícolas de textura franca a franca limosa muestra un efecto positivo para el control de la erosión eólica, principalmente en la reducción de la pérdida total de suelo. Sin embargo, debe considerarse que el encostramiento genera una degradación superficial del suelo, debido a la disgregación de micro y macroagregados que deja partículas finas y/o gruesas remanentes en superficie y al sellado de la capa superior, lo que puede limitar la infiltración del agua y dificultar la emergencia de plántulas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por proyectos del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas y de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa. Agradecemos

al editor y a los revisores anónimos por sus valiosas sugerencias y comentarios que permitieron mejorar sustancialmente la calidad de este manuscrito.

REFERENCIAS

- Adeima, E. O., Babinec, F. J., Buschiazzo, D. E., Martín, M. J. y Peinemann, N. (2003). *Erosión hídrica en suelos del Caldenal*. Publ. Técnica N° 53. Ed. INTA Anguil. 34 p.
- Avecilla, F., Panebianco, J. E. y Buschiazzo, D. E. (2015). Variable effects of saltation and soil properties on wind erosion of different textured soils. *Aeolian Research*, 18, 145–153. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2015.07.005>
- Avecilla, F., Panebianco, J. E. y Buschiazzo, D. E. (2016). A wind-tunnel study on saltation and PM10 emission from agricultural soils. *Aeolian Research*, 22, 73-83. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2016.06.003>
- Avecilla, F., Panebianco, J. E. y Buschiazzo, D. E. (2017). Meteorological conditions during dust (PM10) emission from a tilled loam soil: Identifying variables and thresholds. *Agricultural and Forest Meteorology*, 244–245, 21–32. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2018.10.003>
- Barros, V. (2004). *Segundo informe al proyecto de la Agenda Ambiental de Argentina, componente Cambio Climático*. Fundación Torcuato Di Tella, 25 pp.
- Bielders, C. L. y Baveye, P. (1995). Vertical particle segregation in structural crusts: experimental observations and the role of shear strain. *Geoderma* 67, 247-261. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)00012-D](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00012-D)
- Chamizo, S., Rodríguez-Caballero, E., Miralles-Mellado, I., Afana, A., Lazaro, R., Domingo, F., Calvo-Cases, A., Sole-Benet, A. y Cantón, Y. (2010). Características de las costras físicas y biológicas del suelo con mayor influencia sobre la infiltración y la erosión en ecosistemas semiáridos. *Pirineos Revista de Ecología de Montaña*, 165, 69-96. <https://doi.org/10.3989/Pirineos.2010.165004>
- Colazo, J. C., Mendez, M. J., de Oro, L. A., Avecilla, F., Panebianco, J. E. y Buschiazzo, D. E. (2016). Diseño de un túnel de viento portátil para el estudio de la erosión eólica. *Ciencia del Suelo*, 34(2), 341-347. <https://www.ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/235>
- de Oro, L. A. y Buschiazzo, D. E. (2009). Threshold wind velocity as an index of soil susceptibility to wind erosion under variable climatic conditions. *Land Degradation & Development, Reino Unido*, 20,14-21. <https://doi.org/10.1002/ldr.863>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2017). Grupo InfoStat. FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Edri, A., Dody, A., Tanner, S., Swet, N. y Katra, I. (2016). Variations in dust-related PM10 emission from an arid land due to surface composition and topsoil disturbance. *Arabian Journal Geosciences*, 9, 607. <https://doi.org/10.1007/s12517-016-2651-z>
- Feng, B. C., Gale, W. J., Guo, C. Q. y Fang, W. S. (2013). Process and mechanism for the development of physical crusts in three typical Chinese soils. *Pedosphere*, 23, 321–332. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2012.11.004>
- Ferrelli, F., Brendel, A. S., Piccolo, M. C. y Perillo, G.M.E. (2021). Evaluación de la tendencia de la precipitación en la región pampeana (Argentina) durante el período 1960-2018. *RA'EGA, Curitiba, PR*, 51, 41–57. <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v51i0.69962>
- Fryrear, D. W., Sutherland, P. L., Davis, G., Hardee, G. y Dollar, M. (2001). Wind erosion estimates with RWEQ and WEQ. En: D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds). *Sustaining the Global Farm* (pp. 760-765). Purdue University and USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory.
- Fryrear, D. W., Saleh, A., Bilbro, J. D., Schomberg, H. M., Stout, J. E. y Zobeck, T. M. (1998). *Revised Wind Erosion Equation (RWEQ)*. Wind Erosion and Water Conservation Research Unit, USDA-ARS-SPA Cropping Systems Research Laboratory. Technical Bulletin No. 1. <http://www.csrl.ars.usda.gov/wewc/rweq.htm>.
- Gee, G. W. y Bauder, J. W. (1986). Particle-size analysis. En: A. Klute (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods, 2nd ed* (pp. 383–411). American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of America, Inc.
- Gong, D. Y., Shi, P. J. y Wang, J. A. (2004). Daily precipitation changes in the semi-arid region over northern China. *Journal of Arid Environments*, 59, 771–784. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.02.006>
- Jackson, M. L. (1964). Actividad de los iones hidrógeno. Su determinación en los suelos. En: *Análisis químico de suelos* (pp. 67-90). Omega S.A.
- Kjelgaard, J., Chandler, D. y Saxton, K. (2004). Evidence for direct suspension of Loessial Soils on the Columbia Plateau. *Earth Surface Process and Landforms*, 29, 221-236. <https://doi.org/10.1002/esp.1028>
- Klose, M., Gill, T. E., Etyemezian, V., Nikolich, G., Ghodsi, Z., Webb, N. P. y Van Pelt, R. S. (2019). Dust emission from crusted surfaces: Insights from field measurements and modelling. *Aeolian Research*, 40, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2019.05.001>
- Le Bissonnais, Y. (1990). Experimental study and modelling of soil surface crusting processes. En: R. B. Bryan (Ed.), *Soil Erosion, Experiments and Models. Catena Suppl.* 17, 13-28.
- López, M. V., de Dios Herrero, J. M., Hevia, G. G., Gracia, R. y Buschiazzo, D. E. (2007). Determination of the wind-erodible fraction of soils using different methodologies. *Geoderma* 139, 407–411. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.03.006>
- Mendez, M. J., Vergara, G., Casagrande, G., Bongianino, S. (2021). Climate classification of the agricultural region of la Pampa province, Argentina. *Semiárida*, 31(2), 09-20. [https://doi.org/10.19137/semiaria.2021\(02\).09-20](https://doi.org/10.19137/semiaria.2021(02).09-20)

- Panebianco, J. E., AVECILLA, F., Funk, R. y Buschiazzi, D. E. (2022). Influence of friction velocity and saltation intensity on the particle-size distribution of dust (PM32) emitted from an agricultural soil. *Earth Surface Process and Landforms*, 48(6), 1176–1187. <https://doi.org/10.1002/esp.5541>
- Pi, H. y Sharratt, B. (2019). Threshold Friction Velocity Influenced by the Crust Cover of Soils in the Columbia Plateau. *Soil & Water Management & Conservation*. 83(1), 232-241. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.06.0230>
- Potter, K. N. (1990). Estimating wind erodible materials on newly crusted soils. *Soil Science*, 150, 771–776. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-199011000-00003>
- Rice, M. A. y McEwan, I.K. (2001). Crust strength: a wind tunnel study of the effect of impact by saltating particles on cohesive soil surfaces. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, 721– 733. <http://dx.doi.org/10.1002/esp.217>
- Rostagno, C. M. y Garayzar, D. (1995). Diseño de un simulador de lluvia para estudios de infiltración y erosión de suelos. *Ciencia del Suelo*, 13, 41-43.
- Sharratt, B. S. y Vaddella, V. (2014). Threshold friction velocity of crusted windblown soils in the Columbia Plateau. *Aeolian Research*, 15: 227–234. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aeolia.2014.08.002>
- Soil Survey Staff. (1999). *Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. U.S. Government Printing Office, Washington. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2001.tb00008.x>
- Valentin, C. y Bresson, L. M. (1992). Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils. *Geoderma*, 55, 225-245. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(92\)90085-L](https://doi.org/10.1016/0016-7061(92)90085-L)
- Vos, H. C., Fister, W., Eckardt, F. D., Palmer, A. y Kuhn, N. J. (2020). Physical Crust Formation on Sandy Soils and Their Potential to Reduce Dust Emissions from Croplands. *Land* 2020, 9, 503; <https://doi:10.3390/land9120503>.
- Walkley, A. y Black, I.A. (1934). An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science*, 37, 29-38. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- Yan, Y., Wu, L., Xin, X., Wang, X. y Yang, G. (2015). How rain-formed soil crust affects wind erosion in a semi-arid steppe in northern China. *Geoderma*, 249–250, 79–86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.011>
- Zhang, X., Zhang, C., Li, W., Zuo, X. y Zhao, J. (2023). Dust emission efficiency of compacted soils as a function of amount of abraded and soil texture. *Geoderma*, 43, 116503. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116503>
- Zobeck, T. M. (1989). Fast-Vac – A vacuum system to rapidly sample loose granular material. *Transactions of the ASAE*, 32, 1316–1318. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.31151>.
- Zobeck, T. M. (1991). Abrasion of crusted soils: influence of abraded flux and soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 1091–1097. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500040033x>