

EROSIÓN EÓLICA Y EMISIÓN DE PM₁₀ EN DOS SUELOS AGRÍCOLAS DE LA PROVINCIA DE LA PAMPA, ARGENTINA

FERNANDO AVECILLA*¹; JUAN ESTEBAN PANEBIANCO¹; DANIEL EDUARDO BUSCHIAZZO¹

Recibido: 11/2/2019
Recibido con revisiones: 11/8/2019
Aceptado: 11/8/2019

RESÚMEN

El objetivo de este estudio fue evaluar la erosión eólica y la emisión de partículas finas (PM₁₀) en dos suelos agrícolas de textura Franca (F) y Arenosa franca (AF) respectivamente. Se realizaron mediciones durante dos años consecutivos sobre dos parcelas experimentales de 80x 200m ubicadas en sentido norte-sur. El transporte horizontal de masa promedio (Q) en el suelo F ($6,95E-05 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) fue mayor que en el AF ($4,19E-06 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), posiblemente debido a las mayores velocidades de viento en F y a la mayor cobertura vegetal en AF. En F, Q aumentó de forma lineal con la distancia, mientras que en AF se estabilizó entre los 100 y 150m, indicando que en suelos de textura fina el máximo Q puede alcanzarse a una distancia mayor que en suelos de textura más gruesa. La emisión de PM₁₀ fue mayor en F ($5,05E-09 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) que en AF ($6,64E-10 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), debido por un lado al alto Q ocurrido en F y, por el otro, a la diferente composición del material transportado por saltación, compuesto predominantemente por agregados de partículas finas en el suelo de textura más fina (F) que se fragmentan progresivamente emitiendo PM₁₀. Por el contrario, en el suelo de textura más gruesa (AF) el material de saltación está compuesto predominantemente por partículas individuales que se fragmentan en menor medida. Esto causó que la eficiencia de emisión fuera mayor en F en todas las tormentas. Sin embargo, este parámetro mostró cambios en función de las condiciones meteorológicas (velocidad media del viento) y edáficas (distribución del tamaño de agregados superficiales) predominantes durante cada evento erosivo, inclusive en el mismo suelo.

Palabras clave: Erosión eólica; suelo; PM₁₀; polvo mineral.

WIND EROSION AND PM₁₀ EMISSION IN TWO AGRICULTURAL SOILS OF LA PAMPA PROVINCE, ARGENTINA

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the wind erosion and emission of fine particles (PM₁₀) on two agricultural soils: a loam soil (F) and sandy loam soil (AF). Measurements were made during two consecutive years at two experimental plots of 80 x 200m oriented north-south. The horizontal mass transport (Q) and the PM₁₀ emission were quantified. The average Q in F ($6.955E-05 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) was higher than in AF ($4.19E-06 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) due to the higher wind speeds and lower vegetation cover in F. In F the mass transport increased linearly with distance, while in AF it stabilized between 100 and 150m, indicating that on fine-textured soils the maximum Q could be reached at greater distances than at coarser textured soils. The PM₁₀ emission was higher in F ($5.05E-09 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) than in AF ($6.64E-10 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), probably on one hand due to the high Q occurred in F and on the other hand, to the different composition of the material transported by saltation, composed predominantly by aggregated fine particles that were progressively fragmented, emitting PM₁₀. On the contrary, in AF the material transported by saltation is predominantly composed of individual particles that are fragmented to a lesser extent. For this reason, the emission efficiency was also higher in F for all the wind-erosion events. However, we found that this parameter changes depending on the weather (average wind speed) and soil conditions (aggregates size distribution of topsoil) that prevail during each erosive event, even on the same soil.

Key words: Wind erosion; Soil; PM₁₀; Mineral dust.

¹ INCITAP (CONICET-UNLPam)

* Autor de contacto: ferave85@hotmail.com

INTRODUCCIÓN

La emisión de partículas con diámetros menores a los 10 μ m (PM₁₀) durante la erosión eólica de los suelos ha tomado gran relevancia en las últimas décadas. La emisión de partículas y el posterior transporte en suspensión generan contaminación ambiental y producen enfermedades respiratorias y cardíacas (Pope *et al.*, 1995). Además, pueden afectar la dinámica de los nutrientes y el ciclo biogeoquímico en ecosistemas terrestres y acuáticos (Herut *et al.*, 2001). Los aerosoles afectan la salud humana, modifican el balance de radiación en la atmósfera y las propiedades de las nubes y afectan la dinámica de nutrientes en ecosistemas marítimos y terrestres, contribuyendo de esta manera a cambios climáticos globales y regionales. Estudios realizados en los últimos años han demostrado que las fuentes antrópicas, que incluyen tierras utilizadas para agricultura y ganadería, aportan importantes cantidades de polvo en suspensión a la atmósfera (Ginoux *et al.*, 2001).

La mayor parte de los trabajos que abordan el estudio de la emisión de polvo han sido desarrollados sobre superficies planas y desprovistas de todo tipo de vegetación, correspondientes a lagos efímeros (lagunas temporarias) o desiertos de arena (Draxler *et al.*, 2001; Hoffmann *et al.*, 2008) pero en menor medida sobre suelos utilizados para agricultura (Li *et al.*, 2015). Sin embargo, en la Región Semiárida Pampeana Central de Argentina (RSPC) una de las mayores fuentes de emisión de polvo son los suelos agrícolas, debido a su susceptibilidad y a la gran superficie que ocupan, que en la Provincia de La Pampa abarca cerca de 1,1 millones de hectáreas.

El proceso de transporte por erosión eólica comprende principalmente dos mecanismos: la saltación, que representa más del 85% del total de la erosión del suelo, y la suspensión. La saltación comprende partículas y agregados de entre 70 y 500 μ m de diámetro medio (Bagnold, 1941; Shao, 2008) que se movilizan hasta una altura aproximada de un metro sobre la superficie del suelo (Chepil, 1945). Por lo general este sedimento se acumula sobre las márgenes de los lotes, sobre alambrados, barreras forestales o cualquier barrera física que impida su avance. La suspensión comprende partículas y agregados

de tamaños menores a los 70 μ m que se movilizan a grandes distancias desde su fuente de origen (Zender *et al.*, 2003). Hay una interacción entre ambos procesos (Whicker *et al.*, 2014) ya que la suspensión depende, en gran medida, de la magnitud de la saltación (Bagnold, 1941) debido a que ésta define la energía con la cual las partículas impactan sobre la superficie del suelo, eyectando nuevas partículas que luego entran en suspensión (Shao, 2008).

Las emisiones de PM₁₀ también dependen de las características y composición de la fracción movilizada por saltación, la cual puede estar compuesta en distintas proporciones por minerales sólidos individuales (partículas de arena) y/o agregados formados por partículas más finas (Avecilla *et al.*, 2015; 2016). Existe poca información acerca de cómo la composición del material movilizado por saltación altera las emisiones de PM₁₀ en suelos de diferente textura. Aunque se han hecho numerosos estudios respecto a la relación entre la energía desencadenada por el impacto de las partículas en saltación sobre la superficie del suelo y la consecuente emisión (Bridges *et al.*, 2005; Baddock *et al.*, 2011), poco se sabe sobre el efecto que produce la composición (agregados vs partículas individuales). En suelos arenosos, las partículas movilizadas por saltación están formadas predominantemente por granos minerales individuales, siendo los agregados la fracción minoritaria. En suelos de texturas más finas ocurre lo inverso (Avecilla *et al.*, 2015).

La interacción entre el proceso de saltación y el de emisión de PM₁₀ ocurre cuando el material erosionado es transportado a lo largo de cierta distancia a favor del viento. Chepil (1957) indicó que, para una velocidad constante de viento, el flujo de partículas movilizadas por saltación alcanza un equilibrio a una determinada distancia y altura sobre la superficie del suelo. Fryrear (1995) desarrolló el concepto de una zona de transición desde la saltación a la suspensión, donde hay una altura específica debajo de la cual domina la saltación y por encima de la cual domina la suspensión. Se sabe que existe una escala de longitud característica en la que el flujo de saltación horizontal aumenta a un estado estable: la distancia del transporte máximo (Stout, 1990). Fryrear *et al.*

(1991) y Stout & Zobeck (1996) encontraron que el flujo de masa medido a una altura fija se incrementa horizontalmente con la distancia hasta un valor límite. Estudios de campo mostraron que la distancia de máximo transporte en un campo plano es de alrededor de ~100m (Gillette *et al.*, 1996). Fryrear (1998) definió esta distancia como de alrededor de 160m. Sin embargo, aún se discute el sentido de este concepto como valor fijo, ya que hay evidencia suficiente como para suponer que varía de acuerdo con la composición granulométrica de la superficie y debido a otros factores como el tamaño del predio, la rugosidad aerodinámica de la superficie, la duración de la medición, y el diseño experimental, entre otros (Avecilla *et al.*, 2018). Por otro lado, el flujo de partículas (PM₁₀) que entran en suspensión no tendría un límite a partir del cual se estabilizaría (Gillette *et al.*, 1997a), pudiendo moverse en grandes cantidades y a grandes distancias desde su origen (Lyles, 1988).

El objetivo de este estudio fue analizar y evaluar las variables que explican, en dos suelos agrícolas, la relación entre la erosión eólica y la emisión de PM₁₀ en condiciones de campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del sitio de estudio

Se seleccionaron dos suelos de texturas contrastantes, un Haplustol Entico de textura franca y un Ustipsamment Típico de textura arenosa franca (Soil Survey Division Staff, 1993) localizados en la Estación Experimental del INTA Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas", sobre la ruta Nacional N°5 Km 580, en la localidad de Anguil, Provincia de La Pampa (36° 35' S; 63° 57' O) (**Tabla 1**).

La temperatura media anual de la región es de 15,3 °C y la precipitación media anual es de 760mm. La temperatura media anual del suelo a 0,05m de profundidad es de 17,4 °C y la humedad relativa media anual del aire de 67%. La velocidad media anual del viento, medida a 2m de altura, es de 8,6 km h⁻¹, oscilando entre 6,8 y 10,3 km h⁻¹ en las estaciones de otoño y primavera respectivamente. Los picos de mayor velocidad de viento ocurren entre los meses de agosto y diciembre, con velocidades máximas que pueden exceder los 58 km h⁻¹. La dirección predominante de los vientos es en el sentido norte-sur y en menor medida sur-norte (Casagrande *et al.*, 2012).

Tabla 1. Caracterización de los suelos de estudio. Valores expresados en g kg⁻¹.

Table 1. Characterization of the study soils. Values expressed in g kg⁻¹.

SUELOS	Arenoso franco	Franco
Arcilla(<0,002mm)	74,9	171,6
Limo (0,002-0,053mm)	124	355,5
Distribución del tamaño de partículas (g kg ⁻¹)	Arena muy fina I (0,053-0,074mm)	69,6
	Arena muy fina II (0,074-0,105mm)	191,7
	Arena fina (0,105-0,250mm)	287,2
	Arenas medias y gruesas (0,250-2mm)	252,6
MO (g kg ⁻¹)	18,4	28,2
CaCO ₃ (g kg ⁻¹)	5,5	8,8
FE (%)	57,5	21,2
EES (%)	80,7	95,7
CE (dS m ⁻¹)	0,61	0,45
pH (en pasta)	6,1	6,1
P (ug g ⁻¹)	56,9	21,1

MO: materia orgánica; FE: fracción erosionable; EES: estabilidad estructural en seco de los agregados; CE: conductividad eléctrica; P: fósforo disponible.

De cada suelo, se tomaron muestras compuestas superficiales de los primeros 2,5cm sin disturbar, constituidas por cuatro submuestras, distribuidas al azar dentro del área comprendida por las parcelas de estudio (16.000m²). Se determinó la textura por el método combinado del tamizado en húmedo y la pipeta (Gee & Bauder, 1986), materia orgánica (MO) por el método de Walkley & Black (Walkley & Black, 1934) y el contenido de carbonatos libres (CaCO₃) por medio del calcímetro de Scheibler (Schlichting & Blume, 1966). Adicionalmente se determinó conductividad eléctrica (CE; en el extracto de saturación, Jackson 1964b), pH actual (relación suelo-agua 1:2,5; Jackson 1964a) y fósforo disponible (P; Bray & Kurtz N° 1, Boschetti & Quintero, 2005).

Durante cada evento erosivo medido, se tomaron muestras en forma de bloque con una pala ancha sin perturbar, de la capa superior del

suelo (5cm) y se colocaron en una bandeja de 30×30cm para secar al aire. La distribución del tamaño del agregado se determinó por medio del tamiz rotativo (Chepil, 1962) (**Figura 1**), el cual fue utilizado para determinar la fracción erosionable (FE) y la estabilidad estructural de los macroagregados en seco (EES) de cada suelo en el período de medición de los eventos erosivos. La FE fue calculada por medio de la Ec. (1) (Colazo & Buschiazzo, 2010).

$$FE = \frac{P < 0,84}{PI} \times 100 \quad \text{Ec. (1)}$$

donde, FE es la fracción erosionable (%), P<0,84 es el peso (g) de los agregados <0,84mm en tamaño, y PI es el peso inicial (g) de la submuestra de suelo utilizada. La estabilidad de los agregados (EES) fue evaluada luego del segundo tamizado

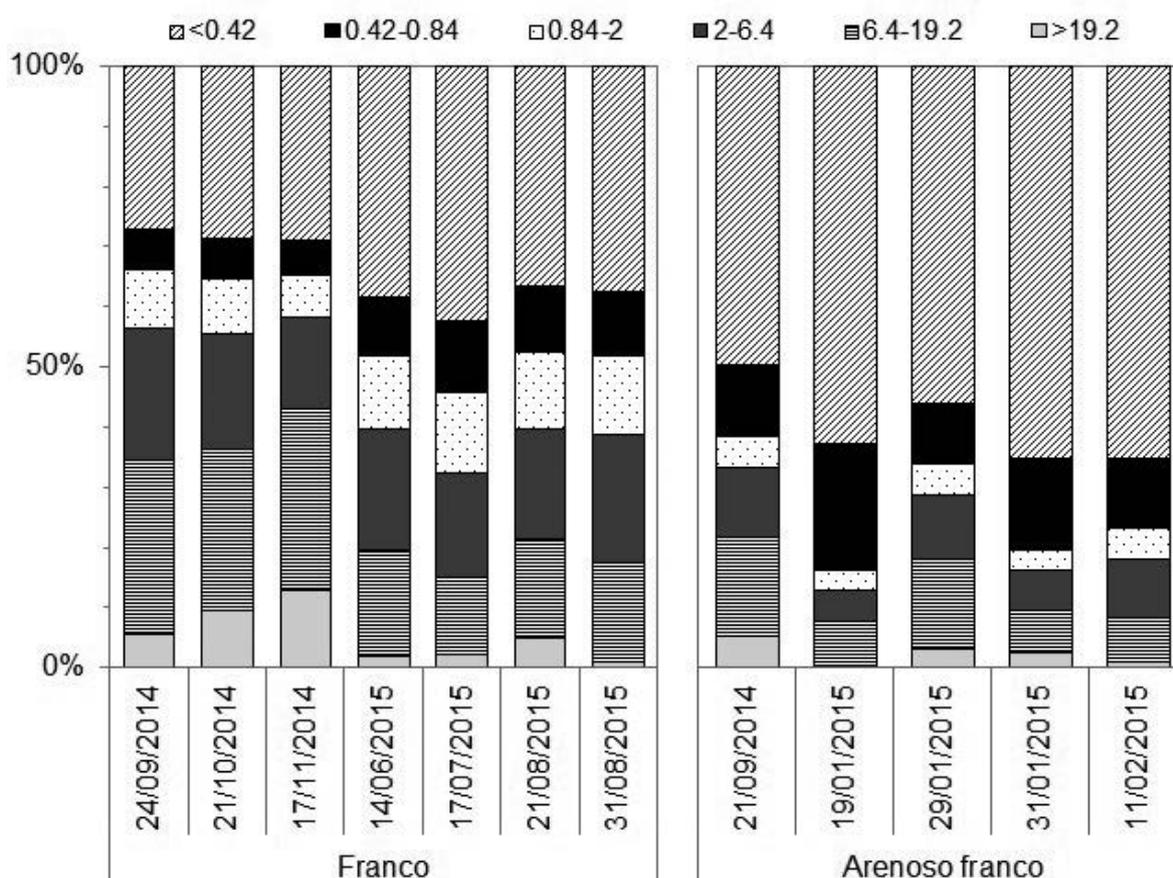


Figura 1. Distribución del tamaño de agregados (macroagregados, en mm) superficiales del suelo de textura franca y arenosa franca para el período de muestreo analizado.

Figure 1. Aggregate size distribution of topsoil (macroaggregates) of loam and sandy loam textured soils for the sampling period analyzed.

de cada tamaño de agregado por medio de la Ec. (2) (Skidmore *et al.*, 1994).

$$EES = \left[1 - \frac{P < 0,84_2}{P > 0,84_1} \right] \times 100 \quad \text{Ec. (2)}$$

donde, $P < 0,84_2$ es el peso (g) de los agregados que pasaron a través del tamiz de abertura de 0,84mm luego del segundo tamizado y $P > 0,84_1$ es el peso (g) de los agregados retenidos por el tamiz de abertura 0,84mm luego del primer tamizado.

La distribución del tamaño de partículas de la parte superficial (2,5cm) de cada suelo fue además determinada con tratamientos con dispersión (+disp) y mínima (-disp) dispersión de las muestras con un contador laser de partículas Malvern Mastersizer (Modelo 2000). El tratamiento con mayor dispersión incluyó la destrucción de carbonatos libres y materia orgánica, el agitado en agua destilada por cinco minutos y un tratamiento de ultrasonido. Las muestras en las cuales se les aplicó una mínima dispersión sólo fueron inmersas en agua destilada, sin modificaciones adicionales, para poder ser leídas por el contador de partículas (**Figura 2**). A partir de dicho análisis se pudo determinar además el contenido de PM₁₀ de cada suelo (partículas con diámetros $\leq 10 \mu\text{m}$).

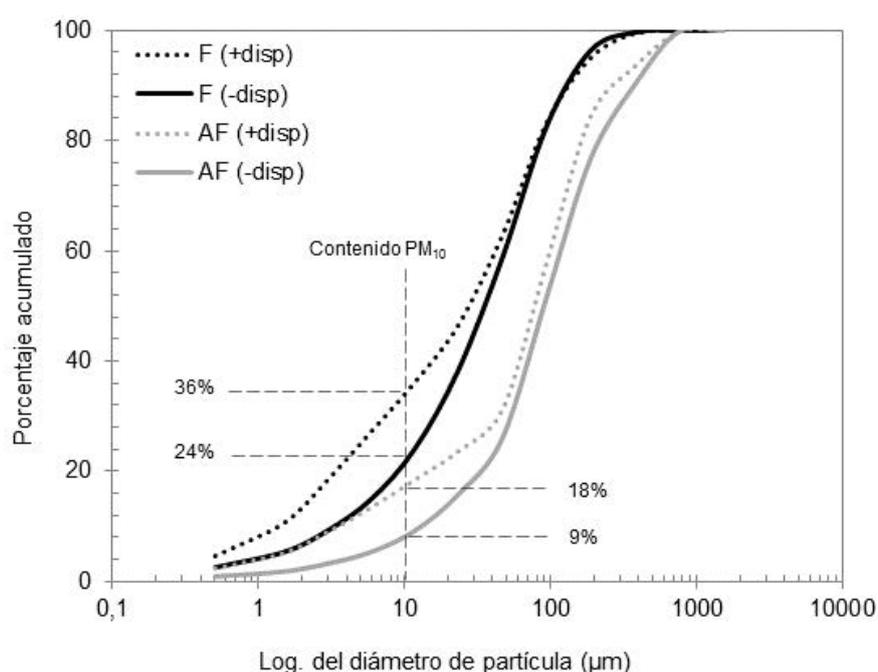


Figura 2. Distribución del tamaño de partículas del suelo de textura franca (F) y arenosa franca (AF) analizado con tratamientos con dispersión (+disp.) y con mínima dispersión de las muestras (-disp.). En la figura se indican los contenidos de PM₁₀ en ambos suelos para cada tratamiento.

Figure 2. Particle size distribution of the loamy (F) and loamy sandy (AF) soil analyzed with dispersion treatments (+disp.) and with minimal dispersion of the samples (-disp.). The figure shows the PM₁₀ contents in both soils for each treatment.

Diseño experimental

Se realizaron mediciones durante dos años consecutivos sobre dos parcelas experimentales de 80m de ancho y 200m de largo orientadas en sentido norte-sur, paralelo a la dirección predominante de los vientos erosivos (de Oro & Buschiazzi, 2009). La superficie del suelo de cada parcela se mantuvo con mínima rugosidad y sin vegetación. Para ello se hicieron labranzas periódicas con una rastra de discos y rastra de dientes. Las parcelas estuvieron rodeadas por superficies con cobertura vegetal permanente (vegetación herbácea y rastrojos con una altura media de 0,5m), para garantizar que el movimiento del sedimento ocurriera sólo dentro de las parcelas. Se consideró que la duración de un evento erosivo corresponde al período durante el cual la velocidad del viento supera 5 m s^{-1} a 2m de altura (Fryrear *et al.*, 1998). Los períodos de medición de cada tormenta no superaron las 24 h, a fin de evitar variaciones de la dirección del viento que pudieran interferir en el análisis de los datos de las variables meteorológicas y la concentración de PM₁₀. Los eventos se muestrearon por separado y no simultáneamente en ambos suelos.

Muestreo del flujo horizontal de masa

El material movilizado por saltación fue colectado con colectores pasivos del tipo BSNE

(Fryrear, 1986) en ocho puntos de muestreo ubicados en una transecta N-S trazada en el centro de la parcela, con una distancia entre puntos de 25m. En cada punto (25, 50, 75, 100, 125, 150, 175 y 200m), fueron colocados cuatro BSNE ubicados a 13,5; 20; 50 y 100cm de altura sobre la superficie del suelo. El material colectado en cada altura representaría el flujo de masa horizontal (kg m^{-2}) que pasa por ese punto. El transporte de masa horizontal (Q , material movilizado principalmente por saltación hasta 1m de altura) se determinó promediando los valores medidos en los dos puntos de sotavento (175 y 200m). Se usaron dos puntos para reducir un posible "efecto de borde" en el transporte de masa cerca del límite de la parcela. El material recolectado por la batería de BSNE ubicados a distintas alturas luego de cada tormenta se pesó a la cuarta cifra decimal. El transporte de masa horizontal en kg m^{-1} fue determinado integrando una curva exponencial ajustada previamente al flujo de masa en función de la altura (Ec. 3):

$$Q = \int_0^1 a^{bz} dz \quad (\text{Ec. 3})$$

donde, Q es el transporte de masa horizontal en kg m^{-1} , a es el flujo de masa (kg m^{-2}) a la altura cero ($z=0$), b representa la tasa de decaimiento respecto a la altura. Detalles sobre este método se describen en Panebianco *et al.* (2010).

Variables meteorológicas

Las variables meteorológicas medidas fueron: velocidad media (V_m) y máxima (V_x) del viento, dirección predominante del viento (D), temperatura (T_a) y humedad relativa del aire (H_{ra}) a 2m de altura; en todos los casos se registraron los valores con una frecuencia de 5 minutos. Para estas mediciones se utilizó una estación meteorológica automática inalámbrica instalada en cada una de las parcelas. Adicionalmente, se tomaron datos de temperatura del suelo a 10cm de profundidad (T_s) con una frecuencia de 10 minutos. Los datos de esta última variable fueron tomados del Sistema de Información y Gestión Agro-meteorológica del INTA (siga2.inta.gov.ar), medidas en las inmediaciones de ambas parcelas.

Cobertura vegetal

A fin de evaluar la cobertura vegetal (plantas vivas o muertas) del suelo se tomaron de forma aleatoria 3 fotografías digitales, sobre una superficie de 1m^2 , perpendiculares a la superficie del suelo y desde una altura de 150cm. Las fotografías fueron descargadas a una PC, donde se le aplicó una cuadrícula de 108 puntos de intersección. En cada punto de intersección de las líneas de la cuadrícula se evaluó la presencia o ausencia de cobertura. La misma fue calculada como el cociente entre los puntos de intersección con cobertura y el total de puntos evaluados, multiplicado por cien (Mendez & Buschiazzi, 2010).

Velocidad de fricción

Por otro lado, se realizaron mediciones de la velocidad del viento con un anemómetro portátil (Windmaster 2, Kaindlectronic) a cuatro alturas: 0,1; 0,5; 1 y 2 metros para determinar el perfil logarítmico del viento en cada tormenta (Roney & White, 2006) y de esta manera poder calcular la velocidad de fricción del viento (μ^*) por medio de la ecuación (Ec. 4):

$$\mu^* = \frac{K(\mu_{z_2} - \mu_{z_1})}{\ln(Z_2 - Z_1)} \quad (\text{Ec. 4})$$

donde, μ^* es la velocidad de fricción del viento en m s^{-1} ; K es la constante de Von Karman (0,4); u_{z_1} y u_{z_2} son las velocidades del viento a las alturas Z_1 y Z_2 , a 0,1 y 2m respectivamente. Estas mediciones se realizaron a intervalos de una hora durante la duración del evento erosivo.

En cada evento erosivo, se tomaron muestras compuestas de la parte superficial del suelo (2,5cm) para determinar, por diferencia de peso luego de secado a estufa (105-110 °C), el contenido de humedad del suelo (H_s). La humedad superficial del suelo en general fue muy baja en todos los eventos erosivos, sin superar el 3,8% en el suelo arenoso y el 7% en el suelo franco.

Muestreo del flujo de PM₁₀

Para determinar el total de material que entró en suspensión durante el evento erosivo (emisión de PM₁₀), se colocó un mástil a 20m de distancia del borde sur/norte de la

parcela (cerca del final de la parcela, tomando como referencia la dirección del viento durante el evento), con dos monitores de polvo (Kanomax modelo 3443, rango de medición: 0,001 a 10000mg m⁻³ con una tasa de muestreo de 1 L min⁻¹) ubicados a 1,8 y 3,5m de altura. Las mediciones de concentración de PM₁₀ (C) con estos equipos se tomaron con una frecuencia de 1 minuto y durante todo el evento. Adicionalmente, para evaluar la posible entrada de polvo (concentración) desde fuera de la parcela se colocó un monitor de polvo a 1,8m al inicio de la parcela. Estas mediciones se realizaron teniendo en cuenta que, incluso cuando la superficie circundante a las parcelas estuvo cubierta de vegetación permanente y no se produjo erosión eólica, cierta cantidad de material fino podría ser transportado desde fuentes más alejadas (Abulaiti *et al.*, 2014).

El flujo vertical de PM₁₀ (F_vPM₁₀) a la salida de la parcela fue calculado por la ecuación propuesta por Gillette (1977) en kg m⁻² s⁻¹ (Ec. 5):

$$F_vPM_{10} = \frac{K \cdot \mu^* \cdot (C_1 - C_2)}{\ln(Z_2/Z_1)} \quad (\text{Ec. 5})$$

donde, K es la constante de Von Karman (0,4); μ^* es la velocidad de fricción del viento en m s⁻¹; C₁ y C₂ son las concentraciones de PM₁₀ a las alturas Z₁ y Z₂, a 1,8 y 3,5m respectivamente. Z₀ se determinó a partir de los perfiles de velocidad antes del umbral, y μ^* fue relacionada con la pendiente de los perfiles (Roney & White, 2006).

Para calcular el F_vPM₁₀ a la entrada de la parcela (concentración ambiental o de fondo) se tuvo que estimar en primer lugar la concentración de PM₁₀ a los 3,5m, considerando que sólo se contaba con el dato de concentración a 1,8m a la entrada. Para ello se consideró el gradiente de concentración entre ambas alturas que se produjo a la salida de la parcela (Concentración PM₁₀ a 3,5m de altura / Concentración PM₁₀ a 1,8m de altura) el cual se multiplicó por la concentración de PM₁₀ a 1,8m a la entrada. La emisión neta de PM₁₀ desde la parcela informada en la **Tabla 2** se calculó a partir de la diferencia entre F_vPM₁₀ a la salida de la parcela y F_vPM₁₀ a la entrada.

Cálculo de la eficiencia de emisión

Un parámetro que se ha utilizado extensamente en estudios referidos a la dinámica de la emisión de PM₁₀ inducida por el viento es la eficiencia de emisión de PM₁₀. Este es adimensional y generalmente se calcula como la relación entre la cantidad de PM₁₀ emitida desde una superficie (F_vPM₁₀) por unidad de área por unidad de tiempo y la cantidad correspondiente de material más grueso transportado por saltación (Q). La eficiencia de emisión de PM₁₀ se puede utilizar para comparar el potencial de emisión de diferentes superficies o la capacidad que tienen los diferentes suelos para liberar partículas finas durante el proceso de saltación. Es un parámetro de gran interés en el campo de estudio de la erosión eólica (Kang *et al.*, 2011; Singh *et al.*, 2012) ya que permite comparar de forma relativa la capacidad de los suelos de emitir PM₁₀ bajo distintas condiciones experimentales. La eficiencia de emisión fue definida como el cociente entre F_vPM₁₀ y Q (Gillette, 1977; Alfaro, 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Transporte de masa (Q) en función de la distancia

Las tormentas de mayor intensidad para el suelo arenoso franco (AF) se produjeron entre los meses de septiembre y febrero. Si bien en los meses correspondientes a la estación invernal los valores de Q fueron bajos, la emisión de PM₁₀ fue relativamente alta (**Tabla 2**).

La cobertura vegetal (C_v; **Tabla 2**) fue nula o baja en la mayoría de las tormentas muestreadas en F, mientras que en AF la cobertura del suelo se mantuvo entre 4 y 26% dependiendo del evento erosivo considerado.

Cuando hubo coberturas mayores al 10% se debió a la presencia de rastrojos de malezas luego de realizada la operación de labranza.

El transporte de masa horizontal (Q) medio para todas las tormentas en F fue de 6,95E-05 kg m⁻² s⁻¹ (desvío estándar, DE: 2,02E-04 kg m⁻² s⁻¹), mientras que en AF fue de 4,19E-06 kg m⁻² s⁻¹ (DE: 6,21E-06 kg m⁻² s⁻¹). Se esperaba que AF tuviera valores de Q más altos que F debido, en parte, a la mayor

Tabla 2. Variables medidas durante las tormentas en ambos suelos. Vm: velocidad media del viento; Vx: velocidad máxima del viento; u*: velocidad de fricción; D: dirección del viento; Ta: temperatura media del aire; Ts: temperatura del suelo; Hra: humedad relativa del aire; Hs: humedad del suelo a 10cm de profundidad; Cv: cobertura vegetal de la superficie del suelo; Q: transporte de masa horizontal; F_vPM₁₀: emisión de PM₁₀.

Table 2. Measured variables during storms in both soils. Vm: average wind speed; Vx: maximum wind speed; u*: friction speed; D: wind direction; Ta: average air temperature; Ts: soil temperature; Hra: relative air humidity; Hs: soil moisture at 10cm depth; Cv: vegetative cover of the soil surface; Q: horizontal mass transport; F_vPM₁₀: PM₁₀ emission.

Fecha día/mes/año	Duración (minutos)	Velocidad del viento				Ta (°C)	Ts (°C)	Hra (%)	Hs (%)	Cv	Q (kg m ² s ⁻¹)	F _v PM ₁₀
		Vm	Vx (m s ⁻¹)	u*	D							
Franco												
24/09/2014	269	6,6	14	0,4	NNE	22	16,4	33	3,3	0	2,30E-06	1,51E-09
27/09/2014	495	8,3	14	0,4	NNE	19	14,5	37	2,4	0	2,64E-06	1,76E-09
21/10/2014	190	5,4	11	0,3	NNE	33	24,8	36	5,4	0	1,00E-06	8,85E-10
17/11/2014	430	10,1	17	0,5	N	36	26,9	21	2,7	0	7,83E-04	1,27E-08
14/06/2015	290	7,4	15	0,6	S	13	9,7	35	7,0	0	1,02E-05	5,48E-10
15/06/2015	324	6,2	13	0,4	SSO	18	8,4	26	4,7	0	2,52E-06	5,56E-10
19/06/2015	388	8,1	14	0,5	N	11	6,6	46	4,6	0	9,79E-06	9,16E-09
24/06/2015	390	6,6	12	0,5	N	12	5,7	57	4,3	0	3,85E-06	3,20E-09
17/07/2015	420	6,9	13	0,5	N	15	7,0	52	7,6	0	2,46E-06	5,80E-09
26/07/2015	440	7,2	15	0,5	N	16	11,3	76	5,3	5	3,68E-06	1,05E-08
21/08/2015	395	7,5	15	0,6	N	20	13,0	65	4,8	35	2,96E-06	9,37E-09
24/08/2015	395	7,5	14	0,5	N	16	11,8	61	4,9	27	5,90E-06	4,49E-10
25/08/2015	400	6,5	12	0,6	N	17	12,8	60	3,7	0	4,94E-07	3,84E-09
31/08/2015	395	9,3	15	0,8	S	18	16,4	43	3,7	0	5,40E-05	4,13E-09
06/09/2015	445	8,6	16	0,7	N	22	15,9	37	2,8	0	1,57E-04	1,14E-08
Arenoso franco												
21/09/2014	375	8,4	22	0,6	N	20	16,0	57	2,3	4	1,14E-05	2,36E-09
22/09/2014	333	6,3	11	0,5	S	17	16,8	48	2,3	4	2,01E-06	1,13E-09
19/01/2015	340	6,7	13	0,5	S	26	29,3	50	1,1	8	1,93E-05	2,27E-10
21/01/2015	435	5,1	11	0,3	N	28	27,6	44	1,7	8	5,54E-07	3,33E-10
22/01/2015	135	5,6	11	0,4	NNE	22	25,9	73	1,6	8	2,03E-06	1,76E-10
29/01/2015	365	4,3	6	0,4	N	28	29,7	33	3,8	7	2,78E-07	9,54E-10
30/01/2015	455	6,5	12	0,4	N	28	28,1	53	3,8	13	6,63E-07	3,51E-10
31/01/2015	395	6,0	12	0,4	N	31	29,7	46	1,8	13	2,44E-06	3,50E-10
11/02/2015	320	3,9	6	0,3	NNO	36	31,3	23	1,5	26	1,34E-06	1,71E-10
14/02/2015	375	5,2	10	0,4	N	28	28,5	51	1,5	26	1,91E-06	5,86E-10

susceptibilidad de los suelos arenosos a la erosión (López *et al.*, 2007; Colazo & Buschiazzo, 2014). Sin embargo, la proporción de partículas <0,84mm (fracción erosionable; FE) para AF fue de 58% y 21% para F (Tabla 1). Estos resultados no coinciden con los de Aimar *et al.* (2011), quienes en un estudio realizado a campo en parcelas experimentales encontraron que, en suelos de texturas contrastantes similares a las estudiadas aquí, la erosión alcanzada

por los suelos arenosos fue casi seis veces mayor que la producida en suelos de textura fina. Las tendencias encontradas aquí se debieron a una combinación de factores: en primer lugar, las velocidades del viento registradas durante las mediciones realizadas en F (Vm para todas las tormentas de 7,5m s⁻¹) fueron más altas que las de AF (Vm para todas las tormentas de 5,8m s⁻¹), lo que causó mayor trans-

porte de masa (Q). En segundo lugar, el suelo arenoso tuvo mayor cobertura vegetal durante los períodos de muestreo, lo habría disminuido el Q (López *et al.*, 2003; Mendez & Buschiazzo, 2010). Por otro lado, es importante considerar que el suelo AF fue cultivado con *Eragrostis curvula sp.* (Pasto llorón), con alta cobertura y sin labranza durante muchos años. Varios autores han estudiado los efectos beneficiosos a largo plazo que este pasto da al suelo, incorporando grandes cantidades de materia orgánica (MO) (Buschiazzo *et al.*, 1991; Ruiz *et al.*, 2008). El alto contenido de MO, junto con la ausencia de labranza, permitió la formación de un suelo bien estructurado (EES: 81%) con una baja fracción erosionable (FE: 58%) en comparación a suelos arenosos de similares características (Avecilla *et al.*, 2015, 2016).

En ese sentido, Wang *et al.* (2018) en un estudio realizado en condiciones similares, encontraron que el transporte de masa horizontal (Q) fue mayor en el suelo arenoso que en el de textura franca, sin embargo, con un aumento de la velocidad del viento las diferencias de Q entre ambos suelos fueron significativamente menores.

La **Figura 3** muestra los valores del transporte de masa horizontal (Q) para cada distancia de muestreo en ambos suelos. Observando la tendencia general, Q se incrementó en función de la distancia total recorrida a favor del viento en mayor medida en F que en AF. En F, Q aumentó con la distancia de forma lineal ($p < 0,01$), mientras que en AF no tuvo tendencias claras. Es probable que en F el marcado aumento de Q con la distan-

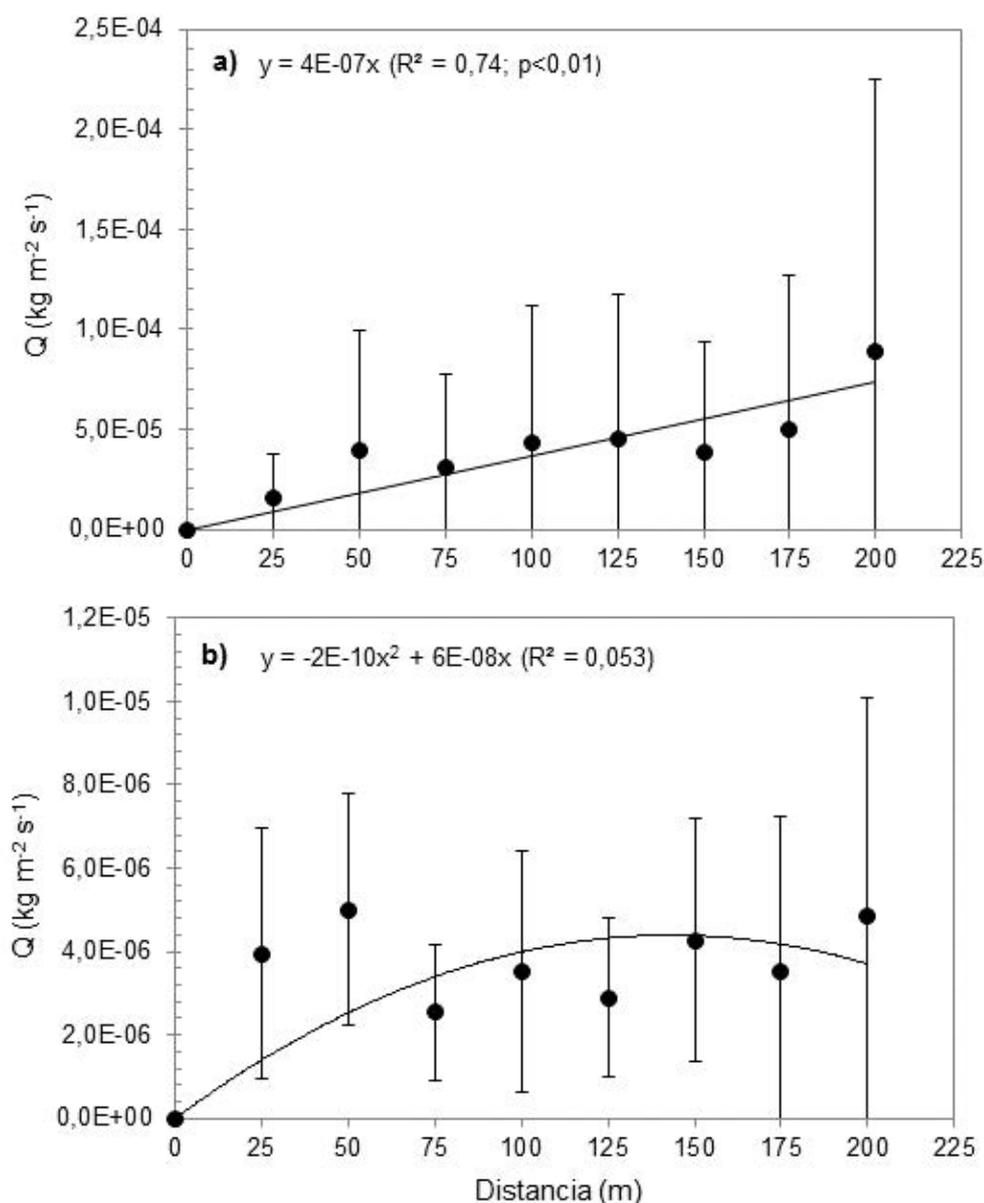


Figura 3. Transporte de masa horizontal (Q) en función de la distancia para a) suelo de textura franca (F) y b) suelo de textura arenosa franca (AF). Las barras de error muestran el desvío estándar de Q para cada distancia de muestreo.

Figure 3. Horizontal mass transport (Q) as a function of distance for a) loamy (F) and b) sandy loam (AF) textured soil. The error bars show the standard deviation of Q for each sampling distance.

cia se debiera a las mayores velocidades del viento registradas, produciendo una mayor cantidad de partículas de saltación para ser transportadas. En contraste, las velocidades más bajas del viento en AF pueden haber causado el movimiento de las partículas de una manera más localizada (a una distancia corta). Por otro lado, las partículas finas son más sensibles a los cambios en la velocidad del viento que las partículas gruesas (Dong & Qian, 2007).

En F (**Figura 3a**), en general el incremento de Q fue marcado, aumentando de forma lineal con la distancia, como sugieren algunos autores (Gillette *et al.*, 1996; Fryrear *et al.*, 1998). Bouza *et al.* (2012) encontraron, en un suelo de textura franca, que de 75 a 125m la cantidad de material transportado aumenta más significativamente que de 25 a 75m alcanzando valores máximos luego de los 125m, pero indicando que el valor máximo se alcanzaría a mayores distancias. En concordancia con dichos resultados, en el presente estudio, se observó que los aumentos mayores se produjeron a partir de aproximadamente 150m. Por otro lado, Gillette *et al.* (1997b) encontraron que, en un suelo de textura limosa, el máximo Q se alcanzó a unos 650m desde el punto inicial. Las diferencias en la distancia de estabilización de Q con respecto a la que se encuentra aquí pueden deberse a las diferentes condiciones de la superficie. En el estudio de Gillette *et al.* (1997b), la superficie del suelo estaba compuesta por sedimentos arenosos sueltos y agregados de limo y arcilla (superficie de lago seco), lo que puede haber causado la movilización de partículas saltadoras a una mayor distancia. Probablemente, tratándose de agregados más estables, su ruptura y la consecuente liberación de PM₁₀ alcanzarían un máximo a una mayor distancia del punto de origen. No obstante, y a pesar de las diferencias en los resultados, éstos indican que, en suelos de textura fina, el máximo Q podría alcanzarse a una distancia mayor que en suelos de textura más gruesa.

En AF (**Figura 3b**), la tendencia general no muestra un aumento en la proporción de material transportado por saltación según la distancia (200m), lo que indica que en suelos de textura gruesa la estabilización y saturación del flujo

de masa se producirían antes, tal vez debido a mayor densidad de partículas movilizadas en este suelo y menor proporción de partículas finas, que se mueven a mayor altura y distancia (Stout & Zobeck, 1996; Gillette *et al.*, 1997b). La estabilización de Q en AF tuvo lugar entre 100 y 150m. Lamentablemente, debido a los recursos limitados de equipamiento, en el estudio realizado no se pudieron muestrear en simultáneo las tormentas para ambos suelos, lo que hubiese permitido comparar los valores de Q alcanzados por ambos suelos bajo las mismas condiciones meteorológicas, principalmente a las mismas velocidades de viento.

Posiblemente, y como han demostrado varios autores, mayores velocidades de viento sobre el suelo arenoso provoquen mayor cantidad de material movilizado por saltación lo que conduciría a la formación de una pluma de polvo de mayores magnitudes a las encontradas en el presente estudio. A pesar de que aún es un tema controvertido (Avecilla *et al.*, 2018), existe una tendencia creciente a aceptar que la distancia de estabilización del transporte de masa varía dependiendo de muchas variables, pero principalmente del tipo y condición de la superficie y de la velocidad del viento en combinación con la duración del evento o medición.

Emisión de PM₁₀ (F_vPM₁₀) en función del material movilizado por saltación

La **Figura 4** muestra los valores de emisión de PM₁₀ (F_vPM₁₀) a la entrada y salida de la parcela para cada suelo. La emisión a la entrada de la parcela representa la cantidad de polvo que ingresa desde fuera de la misma, la cual comprende, en mayor medida, el polvo originado desde la zona inmediata (borde) que rodea a la propia parcela de estudio, y en menor medida, las partículas finas movilizadas desde grandes distancias (Zender *et al.*, 2003). Por su parte, la emisión a la salida de la parcela representa la cantidad de partículas finas en el aire que se originaron desde la parcela de estudio por el proceso de erosión eólica más aquellas partículas que ingresaron a la parcela y se mantuvieron en suspensión.

Se observó que para ambos suelos la cantidad de PM₁₀ en el aire fue mayor a la salida

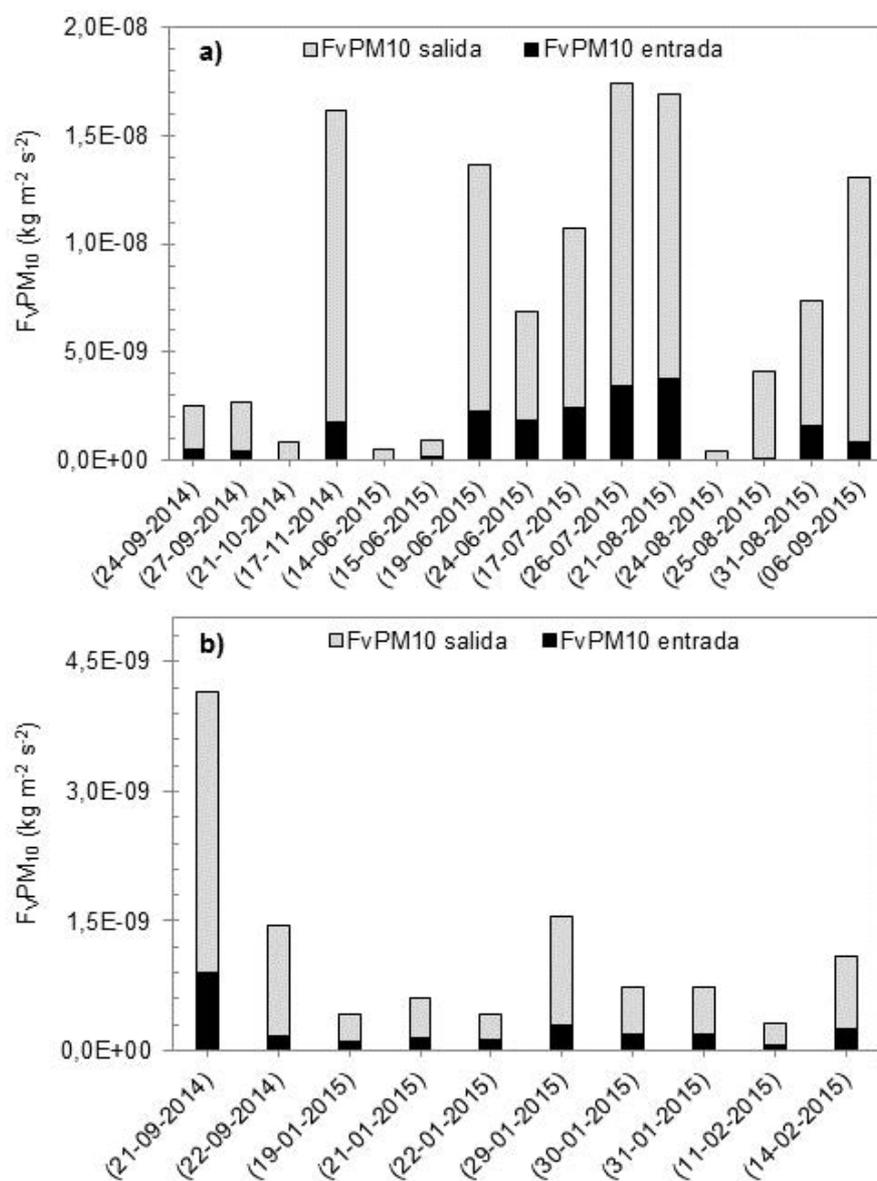


Figura 4. Emisión de PM₁₀ (F_vPM₁₀) calculada a la entrada y salida de la parcela para a) suelo franco y b) suelo arenoso franco.

Figure 4. PM₁₀ emission (F_vPM₁₀) calculated at the entrance and at the exit of the plot for a) loamy soil and b) sandy loam soil.

de la parcela que a la entrada. El F_vPM₁₀ entrada promedio para todas las tormentas en F fue de 1,48E-09 kg m⁻² s⁻¹ (DE: 1,26E-09 kg m⁻² s⁻¹), seis veces superior a lo registrado en AF en el cual el F_vPM₁₀ entrada fue de 2,42E-10 kg m⁻² s⁻¹ (DE: 2,40E-10 kg m⁻² s⁻¹). Tales diferencias en cuanto al F_vPM₁₀ entrada registrado en ambos suelos se deben, como se mencionó en el apartado anterior, a las velocidades de viento más bajas registradas durante las tormentas muestreadas en AF en relación a F, lo que produciría menor emisión de PM₁₀ desde superficies de suelo aledañas a la parcela de estudio.

La emisión de PM₁₀ (F_vPM₁₀) promedio fue de 5,05E-09 kg m⁻² s⁻¹ (DE:4,41E-09 kg m⁻² s⁻¹)

para F y de 6,64E-10 kg m⁻² s⁻¹ (DE:6,80E-10 kg m⁻² s⁻¹) para AF. Por lo cual, en F la emisión de PM₁₀ fue 6,5 veces mayor que la producida en AF, manteniendo la misma tendencia que la emisión registrada a la entrada de la parcela. Estudios realizados con suelos de la región similares a los utilizados en el presente también han comprobado que la emisión de PM₁₀ es mayor en suelos de textura fina en comparación a suelos arenosos (Aimar *et al.*, 2012; Mendez *et al.*, 2013; AVECILLA *et al.*, 2016). Adicionalmente, los valores encontrados de F_vPM₁₀ para el suelo de textura franca (F) son similares a los obtenidos por López (1998), quien en un estudio realizado sobre un suelo de la misma textura en el centro de España, durante 11 eventos erosivos (ve-

locidad de fricción media μ^* : 0,56m s⁻¹; DE: 0,14m s⁻¹) registró valores medios de $F_V PM_{10}$ de 6,54E-09 kg m⁻² s⁻¹ (DE: 3,54E-09 kg m⁻² s⁻¹). En el mismo sentido, Wang *et al.* (2018) encontraron sobre dos suelos agrícolas de texturas contrastantes, uno de textura franca y otro arenoso ubicados en el norte de China, que aunque el transporte de masa fue mayor en el suelo arenoso la proporción de partículas finas (polvo) en el sedimento removido fue mayor en el suelo franco, indicando la alta capacidad de los suelos de textura fina de emitir polvo a la atmósfera durante episodios de alta velocidad de viento.

Los mayores valores de emisión de PM₁₀ en el suelo de textura más fina (F) en comparación con los registrados en el suelo arenoso (AF) se deberían principalmente a las diferencias en la composición del material superficial susceptible de ser movilizado por el viento entre ambos suelos. En F, gran parte del material que se moviliza por saltación estuvo compuesto principalmente por agregados de partículas finas (**Figura 2**) con una alta proporción de PM₁₀ que son liberados al destruirse durante la saltación (Hagen, 2004; Avecilla *et al.*, 2016). En la **Figura 2** se muestra la proporción de PM₁₀ contenida en los sedimentos superficiales en ambos suelos. En F, los sedimentos superficiales susceptibles contienen, en estado natural (tratamiento – disp), un 24% de PM₁₀, casi 3 veces más que lo registrado en AF (9%). En el mismo sentido, el contenido de PM₁₀ en los sedimentos con el tratamiento +disp. (**Figura 2**) fue de 36% en F y 18% en AF. Las diferencias entre los contenidos de PM₁₀ entre ambos tratamientos representan la proporción de PM₁₀ que potencialmente se podrían liberar al aire a partir de la destrucción de agregados movilizados por saltación, esto es: 12% en F y 9% en AF. Por lo tanto, al igual que Carvacho *et al.* (2004) consideramos que la liberación de partículas finas fue causada principalmente por la destrucción de los agregados movilizados por saltación.

Eficiencia de emisión: relación entre transporte de masa horizontal (Q) y emisión de PM₁₀ (F_VPM₁₀).

Tanto Q como F_VPM₁₀ se correlacionaron positivamente ($p < 0,001$) con la velocidad media del viento al cubo (Vm^3) en ambos suelos (**Figura 5a** y **5b**), lo que muestra que la velocidad del viento fue el parámetro que explicó la mayor parte de los

valores de erosión y emisión en ambos suelos. Estos resultados coinciden parcialmente con los de Bagnold (1941) y Chepil & Woodruff (1963), quienes comprobaron que la erosión se relacionó con el cubo de la velocidad media. Por otro lado, Fryrear *et al.* (1998) demostraron que la velocidad de fricción al cubo (μ^*^3) era el parámetro

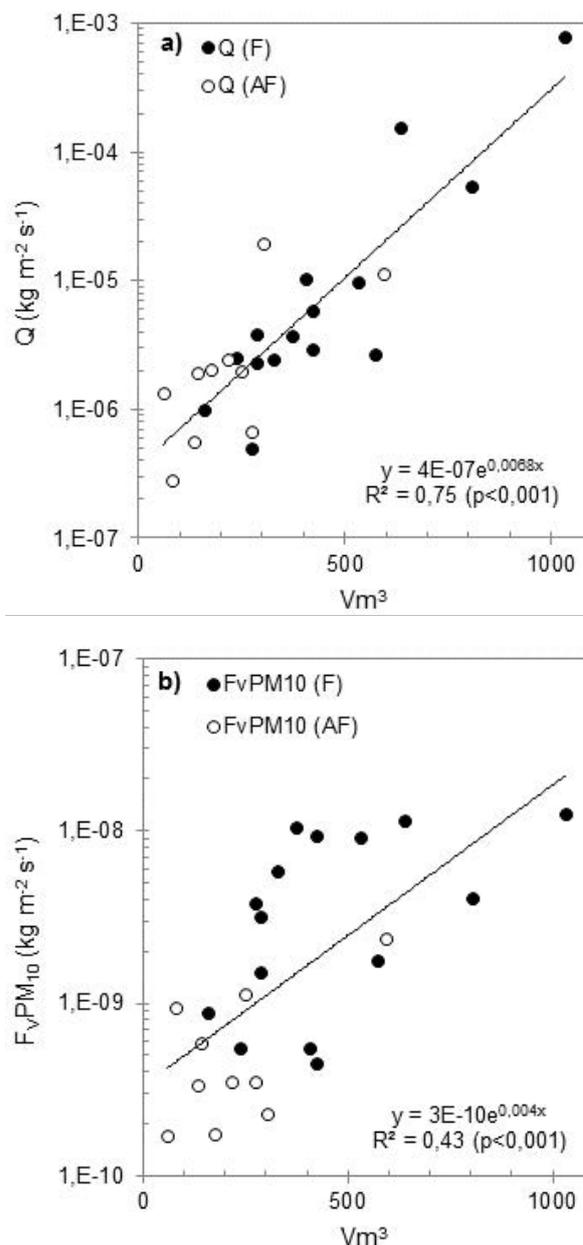


Figura 5. a) Transporte de masa horizontal (Q) y b) flujo vertical de emisión de PM₁₀ (F_VPM₁₀) en función de la velocidad media al cubo (Vm^3) en las distintas tormentas en el suelo de textura franca (F) y arenosa franca (AF).

Figure 5. a) Horizontal mass transport (Q) and b) vertical flow of PM₁₀ emission (F_VPM₁₀) as a function of the cube of the average wind velocity (Vm^3) during the wind-erosion events on the loam (F) and sandy loam (AF) soil.

que explicaba mejor el transporte de masa. Aimar *et al.* (2012), en un estudio realizado sobre dos suelos similares a los utilizados en el presente trabajo encontraron que la tasa de erosión se correlacionó positivamente con la velocidad media (V_m). Al mismo tiempo, algunos autores como Shao *et al.* (1993) y Marticorena & Bergametti (1995) sugirieron que la emisión de polvo está correlacionada con μ^{*3} y μ^* .

Otros estudios (Csavina *et al.*, 2014; Avcilla *et al.*, 2017) han encontrado que además del viento, otras variables meteorológicas como la humedad relativa y temperatura del aire influyeron significativamente los procesos de erosión y emisión de PM₁₀. Sin embargo, estos autores indicaron que las condiciones de la superficie tales como encostramiento físico superficial, distribución del tamaño de agregados superficiales y humedad superficial del suelo también pueden afectar en gran medida la magnitud de dichos procesos.

En la **Figura 6** se muestran los valores de eficiencia de emisión alcanzados en cada tormenta para ambos suelos. En F (**Figura 6a**) los valores de eficiencia fueron desde 1,62E-05 a 7,77E-03, con un valor medio de 1,38E-03 (DE: 2,05E-04). En AF (**Figura 6b**) los valores de eficiencia fueron desde 1,18E-05 a 3,43E-03, con un valor

medio de 6,01E-04 (DE: 1,02E-03). Los valores encontrados en el presente estudio son similares a los encontrados por otros autores (Gillette *et al.*, 1997a; Gomes *et al.*, 2003; Rajot *et al.*, 2003) en estudios realizados en condiciones de campo, que oscilaron entre ordenes de magnitud de 10^{-5} y 10^{-2} . Asimismo, resultados obtenidos por distintos autores (Gillette *et al.*, 1997b; Alfaro *et al.*, 2004) permiten conjeturar que los suelos más finos y estructurados tienen una eficiencia de emisión mayor que los suelos arenosos.

Las eficiencias fueron mayores en F. Se observa que las mayores eficiencias se alcanzaron en los meses de invierno, donde la magnitud del proceso de emisión parece haber cobrado mayor importancia en comparación con el proceso de erosión o transporte de material por saltación. Por lo cual, estos resultados indican que la eficiencia de emisión además de cambiar en función del tipo de suelo también lo hace en función de las condiciones meteorológicas y edáficas imperantes en el momento en el que se produce el evento erosivo. Panebianco *et al.* (2016) encontraron que tanto la eficiencia de emisión como la distribución vertical de PM₁₀ cambian entre eventos erosivos sucesivos sobre la misma superficie. En el presente estudio se observó que los valores de eficiencia varían tanto entre como dentro del mismo suelo,

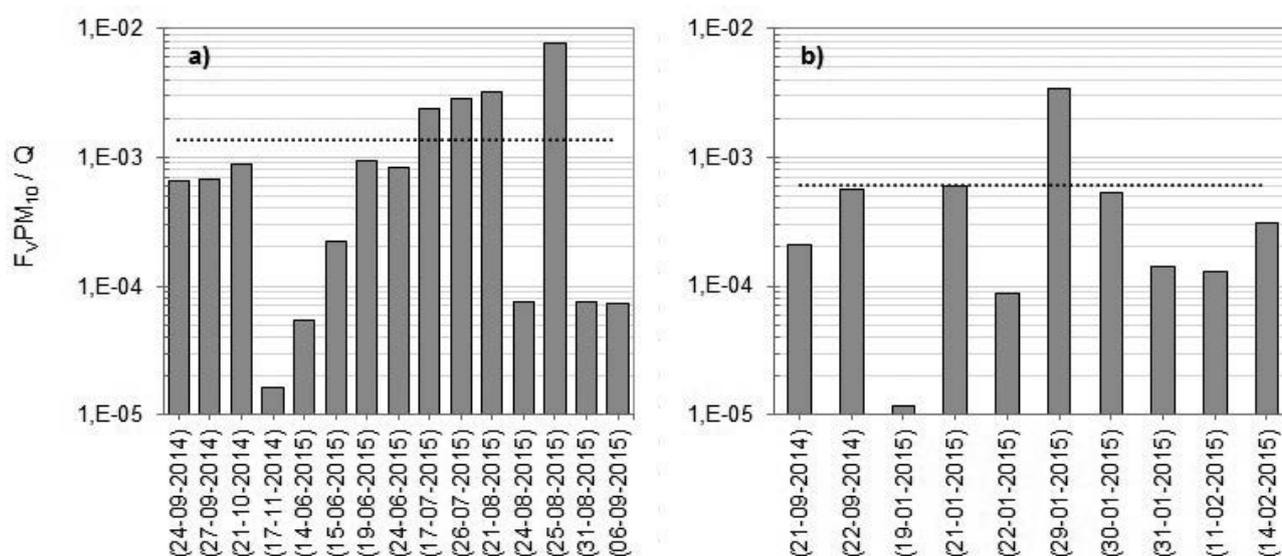


Figura 6. Eficiencia de emisión para los eventos erosivos en a) suelo franco y b) suelo arenoso franco. La línea horizontal punteada indica la eficiencia de emisión media para cada suelo.

Figure 6. Emission efficiency for the different wind-erosion events in a) loamy and b) sandy loam soil. The dotted horizontal line indicates the average emission efficiency.

según las condiciones de la superficie del suelo y de las distintas velocidades del viento. Estos resultados apoyan los encontrados por Panebianco *et al.* (2016) y disienten con los resultados de Gillette *et al.* (1997a), quienes consideran que la eficiencia de emisión permanece relativamente constante para superficies similares.

CONCLUSIONES

El principal objetivo de este estudio fue analizar y evaluar las variables que explican, en dos suelos agrícolas, la relación entre la erosión eólica y la emisión de PM₁₀ en condiciones de campo.

El transporte de masa horizontal (Q) promedio en el suelo de textura franca (F), fue mayor que en el suelo de textura arenosa (AF), principalmente debido a la combinación de mayores velocidades de viento y menor cobertura vegetal en F. En F el transporte de masa aumentó de forma lineal con la distancia, mientras que en AF se estabilizó entre los 100 y 150m, indicando que en suelos de textura fina el máximo Q podría alcanzarse a una distancia mayor que en suelos de textura más gruesa.

La emisión de partículas finas (PM₁₀) fue mayor en F que en AF, debido por un lado al alto Q ocurrido en F y, por el otro, a la diferente composición del material transportado por saltación en ambos suelos. En F una alta proporción del material movilizado por saltación estuvo compuesto por agregados de partículas finas, que se fragmentan progresivamente emitiendo PM₁₀. Por el contrario, en AF el material de saltación predominantemente estuvo compuesto por partículas sólidas minerales que se fragmentan en menor medida.

La eficiencia de emisión fue mayor en F en todas las tormentas. Sin embargo, se encontró que la eficiencia de emisión cambia en función de las condiciones meteorológicas y edáficas predominantes durante el evento erosivo, inclusive en un mismo suelo.

El proceso de erosión y emisión de material particulado desde suelos agrícolas por acción del viento es muy complejo y depende de factores edáficos, aerodinámicos y meteorológicos que suelen cambiar permanentemente. Esto explica en parte la diversidad de resultados hallados en la bibliografía. A pesar de ello, los estudios de campo permiten encontrar relaciones y ten-

dencias generales, y establecer valores umbrales de las principales variables involucradas y de los valores de emisión al ambiente y compararlos con valores y estándares ambientales de otras regiones del mundo.

BIBLIOGRAFÍA

- Abulaiti, A; R Kimura; M Shinoda; Y Kurosaki; M Mikami; M Ishizuka; Y Yamada; E Nishihara & B Gantsetseg. 2014. An observational study of saltation and dust emission in a hotspot of Mongolia. *Aeolian Res.* 15: 169–176.
- Aimar, SB; MJ Mendez; R Funk & DE Buschiazzo. 2012. Soil properties related to potential particulate matter emissions (PM10) of sandy soils. *Aeolian Res.* 3: 437–443.
- Aimar, SB; MJ Mendez & DE Buschiazzo. 2011. Wind erosion prediction with the EWEQ model in two loess soils: effects of climatic conditions. *Ciencia del Suelo* 29(2): 253–264.
- Alfaro, SC. 2008. Influence of soil texture on the binding energies of fine mineral dust particles potentially released by wind erosion. *Geomorphology* 93: 157–167.
- Alfaro, S; JL Rajot & W Nickling. 2004. Estimation of PM20 emissions by wind erosion: main sources of uncertainties. *Geomorphology* 59: 63–74.
- Avecilla, F; JE Panebianco & DE Buschiazzo. 2015. Variable effects of saltation and soil properties on wind erosion of different textured soils. *Aeolian Res.* 18: 145–153.
- Avecilla, F; JE Panebianco & DE Buschiazzo. 2016. A wind-tunnel study on saltation and PM10 emission from agricultural soils. *Aeolian Res.* 22: 73–83.
- Avecilla, F; JE Panebianco & DE Buschiazzo. 2017. Meteorological conditions during dust (PM10) emission from a tilled loam soil: Identifying variables and thresholds. *Agric. For. Meteorol.* 244–245: 21–32.
- Avecilla, F.; JE Panebianco, DE Buschiazzo & LA de Oro. 2018. A study on the fragmentation of saltating particles along the fetch distance during wind erosion. *Aeolian Res.* 35: 85–93.
- Baddock, M.; TM Zobeck; R Van Pelt & L Frederickson. 2011. Dust emissions from undisturbed and disturbed, crusted playa surfaces: cattle trampling effects. *Aeolian Res.* 3: 31–41.
- Bagnold, RA. 1941. *The physics of blown sand and desert dunes.* London: Meghuen.
- Boschetti, G & C Quintero. 2005. Extracción del P disponible por el método de Bray y Kurtz nº 1. En L. Marbán y S.E. Ratto (ed.), *Tecnologías en análisis de suelos* (pp. 159–168). Buenos Aires: Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.
- Bouza, ME; JC Silenzi; NE Echeverría & MP De Lucia. 2012. Analysis of erosive events for a soil in the southwest

- of Buenos Aires Province, Argentina. *Aeolian Res.* 3: 427–435.
- Bridges, NT; JPhoreman; BR White; R Greeley; EE Eddlemon; GR Wilson & CJ Meyer. 2005. Trajectories and energy transfer of saltating particles onto rock surfaces: application to abrasion and ventifact formation on Earth and Mars. *J. Geophys. Res.* 110, E12004. <http://dx.doi.org/10.1029/2004JE002388>.
- Buschiazzo, DE; AR Quiroga & K Stahr. 1991. Patterns of organic matter accumulation in soils of the semiarid Argentinian pampas. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 154: 437–441.
- Carvacho, OF; LL Ashbaugh; MS Brown & RG Flocchini. 2004. Measurement of PM_{2.5} emission potential from soil using the UC Davis resuspension test chamber. *Geomorphology* 59: 75–80.
- Casagrande, GA; ME Deanna; A Farrell & F Babinec. 2012. Estadísticas agroclimáticas de la EEA Anguil “Ing. Agr. Guillermo Covas”. Período 1973-2011. EDICIONES INTA.
- Chepil, WS. 1945. Dynamics of wind erosion: I. Nature of movement of soil by wind. *Soil Sci.* 60(4): 305–320.
- Chepil, WS. 1957. Sedimentary characteristics of dust storms: I. Sorting of wind-eroded soil material. *American Journal of Science* 255: 12–22.
- Chepil, WS. 1962. A compact rotary sieve and the importance of dry sieving in physical soil analysis. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 26, 4–6.
- Chepil, WS & NP Woodruff. 1963. The physics of wind erosion and its control. *Advances in Agronomy* 15: 211–302.
- Colazo, JC & DE Buschiazzo. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma* 159: 228–236.
- Colazo, JC & DE Buschiazzo. 2014. The impact of agriculture on soil texture due to wind erosion. *Land Degrad. Develop.* 26: 62–70.
- Csavina, J; JP Field; O Felix; AY Corral-Avitia; AE Saez & EA Betterton. 2014. Effect of wind speed and relative humidity on atmospheric dust concentrations in semiarid climates. *Sci. Total Environ.* 487: 82–90.
- De Oro, L & DE Buschiazzo. 2009. Threshold wind velocity as an index of soil susceptibility to wind erosion under variable climatic conditions. *Land Degrad. Develop.* 20:14–21.
- Dong, Z; Q Mu & X Liu. 2007. Defining the threshold wind velocity for moistened sediments. *J. Geophys. Res.* 112:1–10, doi:10.1029/2006JB004476
- Draxler, RR; DA Gillette; JS Kirkpatrick & J Heller. 2001. Estimating PM₁₀ air concentrations from dust storm in Iraq, Kuwait and Saudi Arabia. *Atmos. Environ.* 35:4315–4330.
- Fryrear, DW. 1986. A field dust sampler. *J. Soil Water Conserv.* 41: 117–120.
- Fryrear, DW. 1991. Wind erosion and rainfed agricultural systems in a semiarid environment. In: *Advances in desert and arid land technology and development* 5: 325–337.
- Fryrear, DW. 1995. Soil Losses by Wind Erosion. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 668–672.
- Fryrear, DW; A Saleh; JD Bilbro; HM Schomberg; JE Stout & TM Zobeck. 1998. Revised Wind Erosion Equation (RWEQ) Wind erosion and water Conservation Research Unit, USDA-ARS, Southern Plains Area Cropping Systems Research Laboratory. Technical Bulletin N° 1.
- Gee, GW & JW Bauder. 1986. Particle-size analysis. In: Klute, A (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods*, 2nd ed. American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA, pp. 383–411.
- Gillette, DA. 1977. Fine particulate emissions due to wind erosion. *Trans. ASAE*, 20: 890–897.
- Gillette, DA; G Herbert; PH Stockton & PR Owen. 1996. Causes of the fetch effect in wind erosion. *Earth Surf. Process. Landforms* 21: 641–659.
- Gillette, DA; DW Fryrear; TE Gill; T Ley; TA Cahill & EA Gearhart. 1997a. Relation of vertical flux of particles smaller than 10mm to total Aeolian horizontal mass flux at Owens Lake. *J. Geophys. Res.* 102: 26009–26015.
- Gillette, DA; DW Fryrear; JB Xiao; P Stockton; D Ono; PJ Helm; TE Gill & T Ley. 1997b. Large-scale variability of wind erosion mass flux rates at Owens Lake 1. Vertical profiles of horizontal mass fluxes. *J. Geophys. Res.* 102: 25977–25987.
- Ginoux, P; I Chin; J Tegen; B Prospero; O Holben; O Dubovik & SJ Lin. 2001. Global simulation of dust in the troposphere: model description and assessment. *J. Geophys. Res. D.* 106:20255–20274.
- Gomes, L; JL Arrueb; MV Lopez; G Sterk; D Richard; R Gracia; M Sabre; A Gaudichet & JP Frangi. 2003. Wind erosion in a semiarid agricultural area of Spain: the WELSONS Project. *Catena* 52: 235–256.
- Hagen, LJ. 2004. Fine particulate (PM₁₀ and PM_{2.5}) generated by breakage of mobile aggregates during simulated wind erosion. *Trans. ASAE.* 47: 107–112.
- Herut B; M Nimno; A Medway; R Chester & MD Krom. 2001. Dry atmospheric inputs of trace metals at the Mediterranean coast of Israel (SE Mediterranean): Sources and fluxes. *Atmos. Environ.* 35: 803–813.
- Hoffmann, C; R Funk; M Sommer & Y Li. 2008. Temporal variations in PM₁₀ and particle size distribution during Asian dust storm in Inner Mongolia. *Atmos. Environ.* 42: 8422–8431.

- Houser, CA & WG Nickling. 2001. The emission and vertical flux of particulate matter <10 µm from a disturbed clay-crusted surface. *Sedimentology* 48: 255–267.
- Kang, JY; SC Yoon; Y Shao & SW Kim. 2011. Comparison of vertical dust flux by implementing three dust emission schemes in WRF/Chem. *J. Geophys. Res.* 116, D09202.
- Kjelgaard, J; B Sharratt; I Sundram; B Lamb; C Claiborn; K Saxton & D Chandler. 2004. PM10 emission from agricultural soils on the Columbia Plateau: comparison of dynamic and time-integrated field-scale measurements and entrainment mechanisms. *Agric. For. Meteorol.* 125: 259–277.
- Kok JF; EJ Parteli; TI Michaels & DB Karam. 2012. The physics of wind-blown sand and dust. *Rep. Prog. Phys.* 75: 72pp.
- Jackson, ML. 1964a. Actividad de los iones hidrógeno. Su determinación en los suelos. En *Análisis químico de suelos* (pp. 67-90). Barcelona: Omega, S.A.
- Jackson, ML. 1964b. Análisis de sales solubles en suelos y aguas. En *Análisis químico de suelos* (pp. 311-367). Barcelona: Omega, S.A.
- Li, H; J Tatarko; M Kucharski & Z Dong. 2015. PM2.5 and PM10 emissions from agricultural soils by wind erosion. *Aeolian Res.* 19, Part B: 171–182.
- Lyles, L. 1988. Basic wind erosion processes. *Agric. Ecosystems Environ.* 22/23: 91–101.
- López, MV. 1998. Wind erosion in agricultural soils: an example of limited supply of particles available for erosion. *Catena*, 33: 17–28.
- López, MV; D Moret; R Gracia & JL Arrúe. 2003. Tillage effects on barley residue cover during fallow in semiarid Aragon. *Soil Tillage Res.* 72: 53–64.
- López, MV; JM de Dios Herrero; GG Hevia; R Gracia & DE Buschiazzo. 2007. Determination of the wind-erodible fraction of soils using different methodologies. *Geoderma* 139: 407–411.
- Marticorena, B & G Bergametti. 1995. Modeling the atmospheric dust cycle: 1. Design of a soil-derived dust emission scheme. *J. Geophys. Res.* 100 (D8), 16415–16430. <http://dx.doi.org/10.1029/95JD00690>.
- Mendez, JM & DE Buschiazzo. 2010. Wind erosion risk in agricultural soils under different tillage systems in the semiarid Pampas of Argentina. *Soil & Tillage Res.* 106: 311–316.
- Mendez, JM; JE Panebianco & DE Buschiazzo. 2013. A new dust generator for laboratory dust emission studies. *Aeolian Res.* 8: 59–64.
- Panebianco, JE; DE Buschiazzo & TM Zobeck. 2010. Calculation of the horizontal mass flux with different models for wind erosion quantification purposes. *Earth Surf. Proc. Land.* 35: 1548–1555.
- Panebianco, JE; JM Mendez & DE Buschiazzo. 2016. PM10 Emission, sand blasting efficiency and vertical entrainment during successive wind-erosion: a wind-tunnel approach. *Boundary Layer Meteorol.* <http://dx.doi.org/10.1007/s10546-016-0172-7>.
- Pope, CA; DW Dockery & J Schwartz. 1995. Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution. *Inhal. Toxicol.* 7: 1–18.
- Rajot, JL; SC Alfaro; L Gomes & A Gaudichet. 2003. Soil crusting on sandy soils and its influence on wind erosion. *Catena* 53: 1–16.
- Roney, JA & BR White. 2006. Estimating fugitive dust emission rates using an environmental boundary layer wind tunnel. *Atmos. Environ.* 40(40): 7668–7685.
- Ruiz, MA, AD Golberg & O Martínez. 2008. Water stress and forage production in *Tetrachne dregei* Nees, *Panicum coloratum* L. and *Eragrostis curvula* (Schrad) Nees. *Int. J. Exp. Bot.* 77: 7–20.
- Schlichting, E & HP Blume. 1966. *Bodenkundliches Praktikum*. 209 PS., Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Shao, Y. 2008. *Physics and Modelling of Wind Erosion*, second ed. Springer-Verlag, Berlin, pp. 452.
- Shao, Y; MR Raupach & PA Findlater. 1993. Effect of saltation bombardment on the entrainment of dust by wind. *J. Geophys. Res.*, 9812719–9812726
- Singh, P; B Sharratt & WF Schillinger. 2012. Wind erosion and PM10 emission affected by tillage systems in the world's driest rainfed wheat region. *Soil Tillage Res.* 124: 219–225.
- Skidmore, EL; LJ Hagen; DV Armbrust; AA Durar; DW Fryrear; KN Potter; LE Wagner & TM Zobeck. 1994. Methods for investigating basic processes and conditions affecting wind erosion. In: Lal, R. (Ed.), *Soil Erosion Research Methods*. Soil & W. Cons. Soc. Ankeny, USA, pp. 295–330.
- Soil Survey Division Staff. 1993. *Soil survey manual*. Soil conservation service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18: Washington, DC.
- Stout, JE. 1990. Wind erosion within a simple field. *Transactions of the ASAE* 33:1597–1600.
- Stout, JE & TM Zobeck. 1996. The Wolfforth field experiment: a wind erosion study. *Soil Sci.* 161: 616–632.
- Walkley, A & IA Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29–38.
- Wang, R; N Zhou; Q Li; C Chang; Z Guo & J Li. 2018. Difference in wind erosion characteristics between loamy and sandy farmlands and the implications for soil dust emission potential. *Land Degrad Dev.* 1–11. doi: 10.1002/ldr.3185.
- Whicker, JJ; DD Breshears & JP Field. 2014. Progress on relationships between horizontal and vertical dust flux: Mathematical, empirical and risk-based perspectives. *Aeolian Res.* 14: 105–111.
- Zender, CS; HS Bian & D Newman. 2003. Mineral Dust Entrainment and Deposition (DEAD) model: description and 1990s dust climatology. *J. Geophys. Res.* 108: 4416.