



**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR**

**TESIS DE DOCTOR EN AGRONOMÍA**

**EMISIÓN Y COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL MATERIAL  
RESPIRABLE (PM10) EMITIDO POR SUELOS Y CAMINOS DE  
LA REGIÓN SEMIÁRIDA ARGENTINA (RSA)**

Nancy Belén RAMIREZ HABERKON

BAHIA BLANCA

ARGENTINA

2022

## PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Agronomía, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del Departamento de Agronomía (UNS) y del Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET - UNLPAM) durante el período comprendido entre septiembre de 2017 y marzo de 2022, bajo la dirección de Dr. Mariano Javier MENDEZ y la codirección del Dr. Juan Carlos LOBARTINI.



Nancy Belén RAMIREZ HABERKON



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR  
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el ..../..../..... , mereciendo la calificación de .....(.....)

## **AGRADECIMIENTOS**

A:

Dr. Mariano Javier MENDEZ, director de tesis y beca doctoral CONICET.

Dr. Juan Carlos LOBARTINI, co-director de tesis.

Dr. Daniel Eduardo BUSCHIAZZO, co-director de beca doctoral de CONICET.

CONICET y UNLPam, por financiar este estudio e Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa y Facultad de Agronomía de la UNLPam, por facilitar el lugar y los insumos para desarrollar este trabajo.

Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur.

A mi esposo Juan y a mi familia.

A todos aquellos, que no menciono, pero que de alguna manera han colaborado en el presente trabajo.

## RESUMEN

Los suelos de la Región Semiárida Central Argentina (RSCA) son una fuente importante de emisión de PM10 a la atmósfera, las cuales se relacionan con efectos adversos en la salud humana y diversos efectos en el ambiente. Los procesos que generan la emisión de PM10 del suelo incluyen la erosión eólica, las actividades de labranzas y el tránsito por caminos sin pavimentar. La capacidad de emisión de material particulado emitido por diferentes fuentes, así como la composición química del mismo son dos aspectos que interesan conocer. En las últimas décadas el uso de herbicidas, principalmente el glifosato [C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>NO<sub>5</sub>P], ha aumentado drásticamente en los suelos agrícolas de Argentina. De igual manera ocurrió con el consumo de fertilizantes, los cuales puede aportar diferentes contenidos de metales traza al suelo. El glifosato y su principal metabolito, el AMPA [CH<sub>6</sub>NO<sub>3</sub>P], tienden a adsorberse en la capa superior del suelo expuesta a la erosión. Los caminos sin pavimentar a pesar de no recibir aplicaciones en forma directa pueden estar expuestos a estos agroquímicos por diferentes procesos como la deriva, el agua de lluvia o la deposición de material transportado por el viento. La capacidad de emisión de los suelos de la RSCA bajo distintos manejos y la composición química del PM10 emitido son aspectos poco conocidos. Es por esto que el objetivo de esta tesis fue evaluar la emisión y caracterizar químicamente el material respirable emitido por suelos de la RSCA. Para ello se determinó la emisión potencial de PM10 (eficiencia de emisión, EE) de suelos agrícolas de diferentes texturas con dos metodologías: 1) utilizando el suelo tamizado por 2 mm (EE PM10), 2) utilizando las emisiones potenciales de las fracciones de agregados (EE<sub>fa</sub>) y su proporción en el suelo (EE<sub>2</sub> PM10). Para caracterizar químicamente el PM10, se midió la concentración de glifosato y AMPA en el PM10 emitido por suelos bajo diferentes manejos

(agrícola, agrícola - ganadero y ganadero) y el contenido de Cu, Ni, Mn, Fe (total y disponible), glifosato y AMPA en suelos agrícolas y caminos rurales sin pavimentar aledaños. En los suelos agrícolas se aplicaron herbicidas frecuentemente (al menos tres aplicaciones al año) y fertilizantes, en suelos agrícolas - ganaderos el uso de herbicidas fue menos frecuente (menos de una aplicación al año) y en suelos ganaderos no se aplicaron agroquímicos al menos en los últimos 20 años.

Los resultados mostraron que la eficiencia de emisión de PM10 calculada con ambas metodologías se correlacionaron positivamente, aunque la EE PM10 fue el doble de la EE<sub>2</sub> PM10. La EE PM10 aumentó con el contenido de arena y limo y disminuyó con el aumento en el contenido de arcilla y MO del suelo. La EE<sub>fa</sub> disminuyó con el aumento en el tamaño de la fracción de agregados, siendo la fracción <0,42 mm la de mayor EE y la fracción >19,2 mm la de menor EE. Este análisis mostró que la fracción <0,42 mm representa más del 80 % de la EE<sub>2</sub> PM10 del suelo. Los análisis químicos mostraron que los porcentajes de detección y concentración de glifosato y AMPA fueron en suelos agrícolas > suelos agrícolas - ganaderos > suelos ganaderos. La detección de glifosato y AMPA en los suelos ganaderos sugiere que estos compuestos ingresaron desde otras áreas por distintos mecanismos como la deriva, a través del agua de lluvia o por la deposición de sedimentos transportados por el viento. Las concentraciones de glifosato y AMPA encontradas en el PM10 fueron mayores a las encontradas en el suelo. Esto indica que ambos compuestos se acumulan en el material respirable emitido por suelos, lo cual pone de manifiesto el potencial riesgo para la salud y el ambiente. En todos los manejos analizados y caminos rurales el contenido de AMPA en el suelo y en el PM10 fue mayor que

el contenido de glifosato. El análisis de las emisiones actuales de PM10 mostró que la cantidad de glifosato transportado en el PM10 movilizado por la erosión eólica de una hectárea de camino rural sin pavimentar fue entre 497 y 956 veces mayor que en suelos agrícolas. Mientras que, la cantidad de AMPA transportado en el PM10 emitido por caminos rurales fue entre 27 y 381 veces mayor que la emitida por suelos agrícolas. Las concentraciones de Cu, Ni, Mn, Fe y Fe disponible fueron mayores en el PM10 que en el suelo. Los contenidos de los elementos analizados en el PM10 emitido por caminos rurales fueron mayores o similares a los presentes en el PM10 emitido por los suelos agrícolas. Los resultados de esta tesis ponen de manifiesto la importancia de los caminos rurales como fuente de emisión de PM10 y transporte de sustancia contaminantes a la atmósfera y otros destinos. Los suelos productivos bajo distintos manejos son una fuente menor de emisión por unidad de superficie respecto de los caminos. Las condiciones de manejo actuales de los suelos productivos mantienen a los mismos con alta cobertura evitando la erosión eólica y la emisión de PM10. Sin embargo, estos suelos tienen un alto potencial de emitir PM10 y así transportar sustancias contaminantes. Este resultado advierte sobre las posibles consecuencias en el caso de que ocurran cambios en el uso de la tierra hacia sistemas de manejo donde el suelo presente menor cobertura vegetal.

## ABSTRACT

The soils of Central Semiarid Región of Argentina (CSRA) are an important source of PM<sub>10</sub> emissions into the atmosphere, which are related to adverse effects on human health and various effects on the environment. The processes that generate the emission of PM<sub>10</sub> from the soil include wind erosion, tillage activities and traffic on unpaved roads. The emission capacity of particulate material emitted by different sources, as well as its chemical composition are two aspects that are interesting to know. In the last decades the use of herbicides, mainly glyphosate [C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>NO<sub>5</sub>P], has increased dramatically in the agricultural soils of Argentina. In the same way it happened with the consumption of fertilizers, which can contribute different contents of trace metals to the soil. Glyphosate and its main metabolite, AMPA [CH<sub>6</sub>NO<sub>3</sub>P], tends to be adsorbed in the upper layer of soil exposed to erosion. Unpaved roads, despite not receiving direct applications, can be exposed to these agrochemicals by different processes such as drift, rainwater or the deposition of material carried by the wind. The emission capacity of the soils of the CSRA under different management and the chemical composition of the PM<sub>10</sub> emitted are little known aspects. This is why the objective of this thesis was to evaluate the emission and chemically characterize the respirable material emitted by the CSRA soils. For this, the potential emission of PM<sub>10</sub> from agricultural soils of different textures was determined using two methodologies: from the soil sieved by 2 mm (EE PM<sub>10</sub>) and from the potential emissions of the aggregate fractions (EE<sub>fa</sub>) by their proportion in the soil (EE<sub>2</sub> PM<sub>10</sub>). To chemically characterize the PM<sub>10</sub>, the concentration of glyphosate and AMPA in the PM<sub>10</sub> emitted by soils under different management (agricultural, agricultural - livestock and livestock) and the content of Cu, Ni, Mn, Fe (total and available), glyphosate and AMPA on

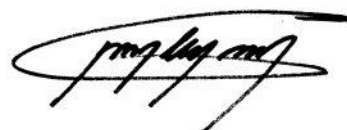
agricultural soils and surrounding unpaved rural roads were measured. In agricultural soils, herbicides were frequently applied (at least three applications per year) and fertilizers, in agricultural soils - livestock the use of herbicides was less frequent (less than one application per year) and in livestock soils, agrochemicals were not applied at least in the last 20 years.

The results showed that the PM10 emission efficiency calculated with both methodologies were positively correlated, although the PM10 EE was double that of the PM10 EE<sub>2</sub>. The EE PM10 increased with the content of sand and silt and decreased with the increase in the content of clay and OM of the soil. The EE<sub>fa</sub> decreased with the increase in the size of the aggregate fraction, being the fraction <0,42 mm the one with the highest EE and the fraction >19,2 mm the one with the lowest EE. This analysis showed that the fraction <0,42 mm represents more than 80 % to EE<sub>2</sub> PM10 from the soil. The chemical analyzes showed that the percentages of detection and concentration of glyphosate and AMPA were in agricultural soils > agricultural soils - livestock > livestock soils. The detection of glyphosate and AMPA in livestock soils suggests that these compounds entered from other areas by different mechanisms such as drift, through rainwater or by the deposition of sediments carried by the wind. Glyphosate and AMPA concentrations found in PM10 were higher than those found in soil. This indicates that both compounds accumulate in the respirable dust emitted by soils, showing the potential risk to health and the environment. In all the management analysed and rural roads, the AMPA content in the soil and in PM10 was higher than the glyphosate content. Analysis of actual PM10 emissions showed that the amount of glyphosate transported in PM10 mobilized by wind erosion of one hectare of unpaved rural road was between 497 and 956 times higher than in agricultural



soils. While, the amount of AMPA transported in PM10 emitted by rural roads was between 27 and 381 times greater than that emitted by agricultural soils. The concentrations of Cu, Ni, Mn, Fe and available Fe were higher in PM10 than in soil. The contents of the elements analyzed in the PM10 emitted by rural roads were higher or similar to those present in the PM10 emitted by agricultural soils. The results of this thesis showed the importance of rural roads as a source of PM10 emission and transport of polluting substances to the atmosphere and other destinations. Productive soils under different management are a minor source of emissions per unit area compared to roads. The actual management conditions of productive soils maintain them with high coverage, avoiding wind erosion and the emission of PM10. However, these soils have a high potential to emit PM10 and thus transport pollutants. This result warns of the possible consequences in the event that changes in land use occur towards management systems where the soil has less coverage.

**Certifico que fueron incluidos los cambios y correcciones sugeridas por los jurados.**



Dr. MENDEZ, Mariano Javier

## ÍNDICE TEMÁTICO

PREFACIO.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
RESUMEN.....	IV
ABSTRACT.....	VII
ÍNDICE TEMÁTICO.....	X
ÍNDICE DE TABLAS.....	XII
ÍNDICE DE FIGURAS.....	XIII
ÍNDICE DE ANEXOS.....	XV
ABREVIATURAS USADAS EN LA PRESENTE TESIS.....	XVI
INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Material respirable (PM10).....	2
1.2 Emisión de PM10.....	5
Hipótesis 1.....	10
1.3 Calidad del material respirable.....	10
Hipótesis 2.....	14
Hipótesis 3 a.....	15
Hipótesis 3 b.....	18
1.4 Objetivos.....	19
1.4.1 Objetivo general.....	19
1.4.2 Objetivos específicos.....	19
MATERIALES Y MÉTODOS.....	20
2.1 Descripción del área de estudio.....	21
2.2 Metodología propuesta para validar la hipótesis 1.....	24
2.2.1 Medición de emisión potencial de PM10.....	27
2.2.1.1. Descripción del Generador Simple de Polvo.....	27
2.2.1.2. Procedimiento para medir la emisión de PM10.....	30
2.3 Metodología propuesta para validar la hipótesis 2.....	32
2.3.1 Colección de PM10.....	35
2.3.2 Determinación de glifosato y AMPA.....	37
2.3.2.1 Análisis Instrumental.....	38
2.4 Metodología propuesta para validar la hipótesis 3a.....	39
2.4.1 Estimación del glifosato y AMPA transportado en el PM10.....	42
2.4.1.1 Erosión eólica actual.....	45
2.5 Metodología propuesta para validar la hipótesis 3b.....	48

2.4.2 Análisis de elementos en muestras de suelo y de PM10 .....	49
2.4.2.1. Tasa de Enriquecimiento.....	50
2.4 Análisis Estadísticos .....	51
RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	53
3.1 Resultados para validar la hipótesis 1 .....	54
3.2 Resultados para validar la hipótesis 2 .....	67
3.3 Resultados para validar la hipótesis 3 .....	76
3.3.1 Concentración de glifosato y AMPA .....	76
3.3.2 Erosión eólica y emisión de PM10 .....	80
3.3.3 Glifosato y AMPA transportado en las PM10 emitidas por las diferentes fuentes.....	87
CONCLUSIONES .....	106
BIBLIOGRAFÍA.....	110
ANEXOS.....	137

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Principales características de los suelos estudiados. ....	26
Tabla 2. Principales características de los diferentes manejos de suelo analizados.....	33
Tabla 3. Principales características de los suelos analizados. ....	34
Tabla 4. Principales características de los suelos analizados. ....	40
Tabla 5. Definición de los parámetros medidos y estimados. ....	43
Tabla 6. Principales características de los suelos analizados. ....	48
Tabla 7. Índice de erosionabilidad (I), erosión eólica potencial (EEP) y erosión eólica actual (EEA) de los suelos analizados.....	82

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Representación del material particulado menor a 10 $\mu\text{m}$ y menor a 2,5 $\mu\text{m}$ .....	4
Figura 2. Mecanismos de transporte de partículas por acción del viento. Tomado de: de Oro, 2010.....	7
Figura 3. Ubicación del área de estudio. Adaptado de Cano, 1980.....	23
Figura 4. Bandeja utilizada para coleccionar las muestras de suelo.....	24
Figura 5. Equipamiento utilizado para medir la emisión de PM10: generador simple de polvo, bomba de vacío y monitor de polvo.....	29
Figura 6. Precipitador electrostático acoplado al generador simple de polvo.....	36
Figura 7. Placa de aluminio cargada de partículas PM10.....	37
Figura 8. Localización relativa del suelo agrícola y los caminos sin pavimentar (interno y vecinal).....	41
Figura 9. Parcela analizada en base a la cuadrícula del programa Paint Shop Pro.....	42
Figura 10. Baño termostático seco en funcionamiento.....	50
Figura 11. Distribución del tamaño de agregados (mm) de las muestras de suelo.....	55
Figura 12. Estabilidad estructural de las fracciones de agregados de los diferentes suelos analizados.....	56
Figura 13. Eficiencia de emisión de PM10 ( $\text{EE } \mu\text{g g}^{-1}$ ) para cada suelo.....	57
Figura 14. Emisión de PM10 de cada fracción de agregados de los distintos suelos.....	60
Figura 15. Curvas de emisión (EE de PM10 en función del tiempo) de las fracciones de agregados <0,42 mm y 6,4 – 19,2 mm.....	61
Figura 16. Contribución de cada fracción de agregado a la emisión total de los suelos (CFA). Donde $\text{EE}_2$ PM10 indica la eficiencia de emisión de PM10 de todo el suelo y EFE indica la eficiencia de emisión de la fracción erosionable.....	62
Figura 17. Relación entre la eficiencia de emisión de PM10 calculada a partir del suelo tamizado por 2 mm ( $\text{EE PM10}$ ) y la eficiencia de emisión de PM10 obtenida a partir de la suma de las eficiencias de emisión de PM10 de las distintas fracciones de agregados del suelo ( $\text{EE}_2$ PM10).....	64
Figura 18. Relación entre la emisión de los suelos ( $\text{EE PM10}$ ) y el índice (arena + limo) / (arcilla + materia orgánica).....	66
Figura 19. Porcentaje de detección de glifosato y AMPA en PM10 y suelos bajo diferentes sistemas de manejo del suelo (ganaderos, agrícolas-ganaderos y agrícolas).....	68
Figura 20. Concentración de glifosato (A) y AMPA (B) en suelos bajo tres sistemas de manejos de suelos diferentes: suelos agrícolas (n = 24 en	

glifosato; n = 27 en AMPA); suelos agrícolas - ganaderos (n = 15); suelos ganaderos (n = 6). .....	70
Figura 21. Concentración de glifosato (A) y AMPA (B) en PM10 bajo tres sistemas de manejos de suelos diferentes: suelos agrícolas (n = 24 en glifosato; n = 23 en AMPA); suelos agrícolas - ganaderos (n = 15); suelos ganaderos (n = 6). .....	71
Figura 22. Concentración de glifosato en PM10 y suelo. Suelos agrícolas (n=9), caminos rurales internos (n=6) y caminos rurales vecinales (n=9).....	77
Figura 23. Concentración de AMPA en PM10 y suelo. Suelos agrícolas (n=9), caminos rurales internos (n=6) y caminos rurales vecinales (n=9). .....	78
Figura 24. Erosión eólica actual calculada con la ecuación WEQ para un año seco, normal y húmedo. Suelos agrícolas (n=15); caminos internos (n=15); caminos vecinales (n=15). .....	84
Figura 25. Eficiencia de emisión de PM10 (EE PM10) para suelos agrícolas (n=13), caminos rurales internos (n=14) y caminos rurales vecinales (n=14)...	85
Figura 26. Emisión actual de PM10 para un año seco, normal y húmedo. Suelos agrícolas (n=13), caminos internos (n=15) y caminos vecinales (n=15). .....	87
Figura 27. Contenido de glifosato transportado en el PM10 emitido por suelos agrícolas (n = 9), caminos internos (n = 6) y caminos vecinales (n = 9). .....	88
Figura 28. Contenido de AMPA transportado en el PM10 emitido por suelos agrícolas (n = 9), caminos internos (n = 6) y caminos vecinales (n = 9). .....	88
Figura 29. Concentración de cobre en el suelo y en el PM10 de lotes agrícolas (LA) y caminos rurales sin pavimentar (CR). .....	91
Figura 30. Concentración de níquel en el suelo y en el PM10 de lotes agrícolas (LA) y caminos rurales sin pavimentar (CR). .....	94
Figura 31. Concentración de manganeso en el suelo y en el PM10 de lotes agrícolas (LA) y caminos rurales sin pavimentar (CR).....	97
Figura 32. Concentración de hierro en el suelo y en el PM10 de lotes agrícolas (LA) y caminos rurales sin pavimentar (CR). .....	99
Figura 33. Concentración de hierro disponible en el suelo y en el PM10 de lotes agrícolas (LA) y caminos rurales sin pavimentar (CR). .....	101
Figura 34. Tasa de enriquecimiento de Fe disponible y elementos totales (Fe, Cu, Mn y Ni) en lotes agrícolas (LA) y caminos rurales sin pavimentar (CR). .....	104

## ÍNDICE DE ANEXOS

Tabla A- 1. Distribución de agregados, índice promedio de emisión de cada fracción de agregado ( $\bar{X}$ emisión), contribución de cada fracción de agregado a la emisión total (CFA) y eficiencia de emisión de PM10 (EE <sub>2</sub> PM10) de los suelos 2, 4, 5, 6 y 7.....	138
Tabla A- 2. Contenido de elementos totales (Fe, Cu, Mn, Ni) y disponible (Fe <sub>d</sub> ) en el suelo. ....	142
Tabla A- 3. Contenido de elementos totales (Fe, Cu, Mn, Ni) y disponible (Fe <sub>d</sub> ) en el PM10. SD: datos no medidos.....	143
Tabla A- 4. Tasa de enriquecimiento de los elementos totales (Fe, Cu, Mn y Ni) y disponibles (Fe <sub>d</sub> ).....	144

## **ABREVIATURAS USADAS EN LA PRESENTE TESIS**

PM	Material particulado
PM10	Material particulado donde las partículas tienen un diámetro aerodinámico igual o menor a 10 $\mu\text{m}$ de diámetro
PM2.5	Material particulado donde las partículas tienen un diámetro aerodinámico igual o menor a 2,5 $\mu\text{m}$ de diámetro
RSCA	Región Semiárida Central Argentina
RSPC	Región Semiárida Pampeana Central
AMPA	Ácido aminometilfosfónico
MO	Materia orgánica
FE	Fracción erosionable
EES	Estabilidad estructural en seco
EDG	Easy Dust Generator - Generador simple de polvo
CG	Cámara de generación
CC	Cámara de concentración
EE	Eficiencia de emisión de PM10
CFA	Contribución de cada fracción de agregados al total de emisión de PM10 del suelo
I	Índice de erodabilidad del suelo
EEP	Erosión eólica potencial
EEA	Erosión eólica actual



# **CAPÍTULO 1**

## **INTRODUCCIÓN**

## 1.1 Material respirable (PM10)

El material particulado (PM) incluye una mezcla compleja de partículas sólidas y líquidas, orgánicas e inorgánicas, de origen natural o antropogénico, de composición variable que se encuentran suspendidas en el aire. El PM es considerado uno de los principales contaminantes que afectan la calidad del aire. Cuando el PM es emitido directamente a la atmósfera sea de forma natural (partículas minerales, aerosoles marinos, pólen) o antrópica (emisiones de la combustión del motor, desgaste de frenos y neumáticos, emisiones industriales) se lo considera de origen primario. Mientras que, si el PM se produce en la atmósfera como resultado de reacciones químicas a partir de gases precursores ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ , compuestos orgánicos volátiles y  $\text{NH}_3$ ), se lo considera de origen secundario.

Para evaluar efectos ambientales y de salud, el PM10 puede dividirse en dos fracciones en base a su diámetro aerodinámico (Fig. 1). Así es como se identifica la fracción gruesa que incluye partículas con diámetros entre  $10\ \mu\text{m}$  a  $2,5\ \mu\text{m}$  y la fracción fina, que incluye partículas con diámetros menores a  $2,5\ \mu\text{m}$ . La fracción gruesa deriva principalmente de procesos mecánicos como la erosión de la superficie terrestre, resuspensión de polvo o de la formación de aerosoles marinos a partir de la ruptura de burbujas de aire en la superficie de mares y océanos. Mientras que, la fracción fina deriva principalmente de los procesos de combustión asociados al uso de vehículos, quema de madera, quema de carbón (Pope y Dockery, 2006).

La importancia del PM10 se debe a que estas partículas que se encuentran suspendidas en el aire tienen la capacidad de ingresar al organismo

con la inhalación, viajar por el sistema respiratorio y alojarse irreversiblemente en los pulmones. Es debido a esto que al PM10 se lo conoce también como material respirable. Cuanto más pequeña es la partícula, mayor es la capacidad de penetrar en el organismo, es así como las PM2,5 pueden penetrar hasta los alvéolos y atravesar sus membranas ingresando al sistema sanguíneo.

La exposición crónica al PM10 contribuye a diversos problemas en la salud desde irritaciones en los ojos, nariz, garganta hasta un aumento en el riesgo de enfermedades cardiovasculares y respiratorias, así como cáncer de pulmón y de piel (Aldunate et al., 2006; Calderón-Garcidueñas et al., 2014; Clausnitzer and Singer, 2000; Guo et al., 2012; Morman and Plumlee, 2013), incrementando el riesgo de mortalidad y morbilidad humana (Kim et al., 2018; Daryanoosh et al., 2017; Pope and Dockery, 1999; U.S. EPA, 1995). La Organización Mundial de la Salud (2021) actualizó los niveles de guía de calidad de aire y estableció concentraciones de exposición medias diarias y anuales de  $15 \mu\text{g m}^{-3}$  y  $5 \mu\text{g m}^{-3}$  para PM2,5 y de  $45 \mu\text{g m}^{-3}$  y  $15 \mu\text{g m}^{-3}$  para PM10. La necesidad de disminuir las concentraciones en el aire se debe a que estas partículas resultan nocivas para la salud por una mera exposición al aire y por la imposibilidad de escapar a ellas. Además de la concentración y su tamaño, la composición química de las partículas es uno de los factores que determina el riesgo para la salud (Sun et al., 2010).



Figura 1. Representación del material particulado menor a 10 µm y menor a 2,5 µm.

Por otra parte, el PM10 suspendido en la atmósfera tiene efectos diversos sobre el medio ambiente. Desde reducir la visibilidad generando inconvenientes en el tránsito, perturbar el balance energético del sistema Tierra-atmósfera al tener la capacidad de dispersar y absorber la radiación de onda larga y corta (IPCC, 2001), hasta modificar la dinámica de nutrientes y ciclos bioquímicos del ecosistema marítimo y terrestre (Herut et al., 2001). Se estima que cada año existe una emisión de PM10 a la atmósfera de 2000 Mg de las cuales un 75 % vuelve a depositarse en la superficie terrestre, mientras que un 25 % lo hace en el mar (Shao et al., 2011). Las fuentes principales de polvo eólico depositado en el Océano Atlántico Sur provienen de las regiones áridas y semiáridas de Sudamérica y de Australia (Fung et al., 2000; Ginoux et al., 2001; Zender et al., 2003). El PM10 emitido por el suelo tiene elevado contenido de hierro (Mahowald et al., 2009) y puede ser transportado grandes distancias desde sus lugares fuente. De esta manera el material particulado emitido por los suelos actúa como fuente de fertilización de los océanos donde el hierro es el micronutriente limitante (Graham et al. 2015). En un tercio de los océanos la producción de

clorofila es limitada por el contenido de hierro. Un aumento en la concentración de hierro en estos océanos llevaría al desarrollo de fitoplancton y por consiguiente a una mayor producción de clorofila, a la fijación de carbono y a la reducción del CO<sub>2</sub> en la atmósfera. Las partículas finas pueden alterar las cadenas tróficas marinas (Meskhidze, 2007) porque activan el crecimiento del fitoplancton que modifica el ciclo de elementos en el mar como, por ejemplo, el Fe (Zhuang et al., 1990) o el Si (Harrison, 2000).

## **1.2 Emisión de PM10**

Los suelos de las regiones semiáridas, caracterizados por ser suelos arenosos, poco estructurados y que gran parte del tiempo se encuentran secos en superficie, son una fuente importante de emisión de PM10 a la atmósfera. Los procesos que generan esta emisión incluyen la erosión eólica, las actividades de labranzas y el tránsito por caminos sin pavimentar. La erosión eólica es uno de los procesos más graves de degradación de suelos que afecta a zonas áridas y semiáridas (Peterson et al., 2006) y puede ser definida como el proceso mediante el cual se produce la remoción, selección y transporte del material de la superficie del suelo por acción del viento (Chepil, 1945). De acuerdo con el diámetro, los materiales erosionados pueden transportarse por rodadura (1000-500 µm), saltación (50-500 µm) y suspensión (<100 µm) (Fig. 2). Los mecanismos principales de transporte son la saltación, que representa más del 85 % del total de la erosión del suelo, y la suspensión. 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). El tamaño y la estabilidad de los agregados son los principales factores que condicionan la susceptibilidad de un suelo a ser erosionado por el viento. Las partículas menores a 0,84 mm son consideradas erosionables por el viento (Chepil, 1945). Los agregados no erosionables pueden llegar a serlo por efecto de las labranzas y el impacto de las gotas de lluvia (Colazo y Buschiazzo, 2010). Asimismo, la saltación puede provocar que los agregados no erosionables se transformen en erosionables debido a la abrasión producida por el impacto de las partículas, además de producir la movilización de material particulado que no sería afectado por la acción directa del viento.

Los ambientes áridos son una fuente importante de resuspensión de depósitos superficiales para convertirlos en polvo atmosférico, lo que favorece un aumento de partículas minerales en áreas remotas (Yigiterhan et al, 2018). Cerca del 43 % de la superficie de Argentina (1.175.000 km<sup>2</sup>) corresponde a regiones áridas y se estima que el 8 % de las mismas sufren erosión eólica (Benites et al., 1994). Sin embargo, Buschiazzo et al. (2007) mencionan que un 75 % de la superficie argentina sería muy vulnerable a la erosión. El uso actual de la tierra como el pastoreo o el tránsito de vehículos que se realiza en suelos áridos, desestabilizan las superficies volviéndolas más propensas a la erosión eólica (Gill, 1996; Hoffmann et al., 2008). Ginoux et al. (2001) han demostrado que las fuentes antrópicas que incluyen tierras utilizadas para agricultura y ganadería aportan importantes cantidades de polvo en suspensión a la atmósfera. Estudios llevados a cabo en Europa han encontrado que la emisión de PM10 en las áreas naturales es 6-8 veces menor que en las áreas ganaderas

agrícolas (Korcz et al., 2009). En la Región Semiárida Pampeana Central (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. Solo en la provincia de La Pampa los suelos agrícolas abarcan alrededor de 1,1 millones de hectáreas. Aimar et al. (2012) determinó que los suelos agrícolas de las regiones semiáridas de la Argentina tienen alto potencial de emisión de PM10. En la RSPC, la erosión eólica puede superar, incluso en siembra directa, el umbral permitido de  $0,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ , tanto en cultivos de verano como de invierno (Méndez y Buschiazzo, 2010; Méndez y Buschiazzo, 2014).

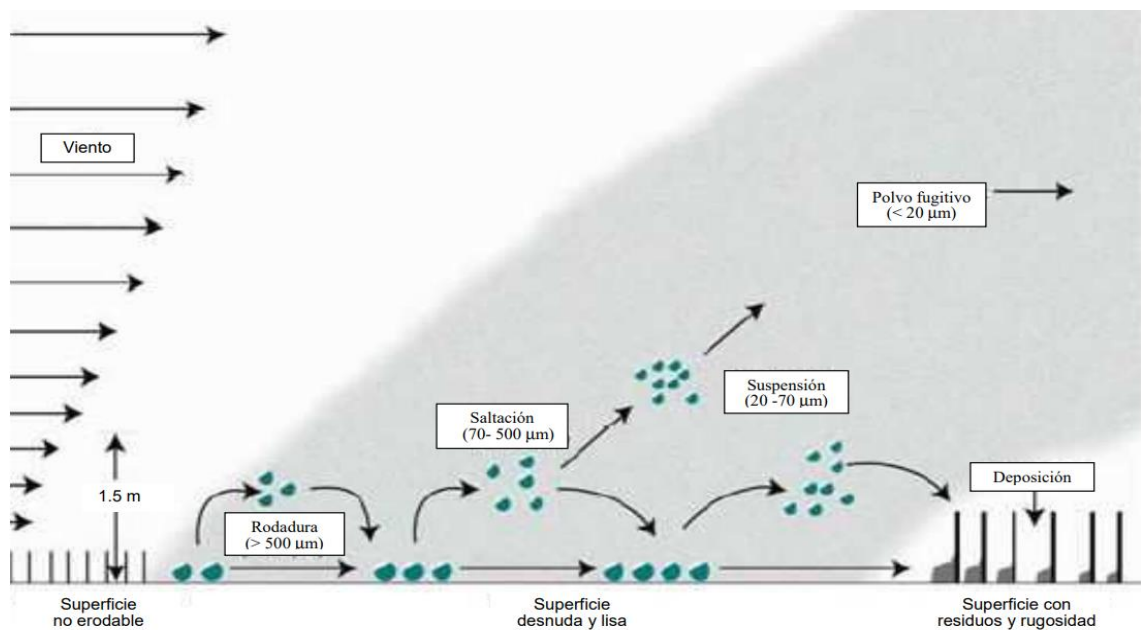


Figura 2. Mecanismos de transporte de partículas por acción del viento. Tomado de: de Oro, 2010.

La emisión de PM10 producto de la erosión eólica está dada por la relación entre las partículas de saltación, las fuerzas de cohesión que mantienen las PM10 adheridas a las partículas y al contenido total de PM10 en el suelo

(Avecilla et al., 2018). La emisión potencial de PM10 se ha cuantificado con diferentes metodologías como generadores de polvo (Amante Orozco, 2000; Carvacho et al, 2004; Mendez et al., 2013; Mendez et al., 2015) y también en condiciones controladas en túnel de viento (Avecilla et al., 2016; Panebianco et al., 2016). Existen diferentes formas de medir la capacidad de emisión de PM10 de un suelo en laboratorio. Una de ellas implica tamizar el suelo por un tamiz de 2 mm y considerar que la emisión del suelo tamizado es representativa de la emisión del suelo en general. Otra forma, es hacer un fraccionamiento en seco del suelo en las diferentes fracciones de agregados (<0,42 mm, 0,84 mm, 2 mm, 6,4 mm, 19,2 mm y >19,2 mm) que lo componen y medirle la emisión a cada una de ellas. La emisión de PM10 de cada fracción surge de multiplicar la emisión potencial de la fracción por su proporción en el suelo. La suma de las emisiones de cada fracción es representativa de la capacidad de emitir PM10 del suelo por labranzas. Mientras que, la emisión de PM10 por erosión eólica está relacionada a las emisiones de las fracciones de agregados menores a 0,84 mm, que son las fracciones transportadas por el viento (Méndez et al., 2015). Méndez et al. (2015) analizaron la emisión potencial de PM10 de las distintas fracciones de agregados de un suelo agrícola de la RSPC y encontraron que la fracción <0,42 mm contribuyó con más del 50 % del total de las emisiones de PM10 del suelo debido a la alta emisión potencial de la fracción <0,42 mm y a la alta proporción de esta fracción en el suelo. En este mismo estudio se encontró que el mayor contenido de materia orgánica dentro de una misma fracción reduce su emisión potencial.

Los suelos de las regiones semiáridas incluyen suelos bajo diferentes usos agrícolas y caminos rurales sin pavimentar. En la región semiárida de Argentina se ha estudiado la emisión actual y potencial de PM10 de los suelos



agrícolas (Panebianco et al., 2016; Avecilla et al., 2018), sin embargo, la emisión actual de los caminos sin pavimentar ha sido poco estudiada (Panebianco et al., 2016). Es conocido que los caminos sin pavimentar son una fuente emisora importante de PM10 (Parvej et al., 2021). La mayoría de los estudios sobre la emisión de polvos en caminos sin pavimentar se han centrado en el polvo generado por el paso de los vehículos y no en los procesos inducidos por el viento. Panebianco et al. (2016) en un experimento de túnel de viento, midieron la emisión de PM10 de un camino sin pavimentar de textura arenosa y de dos suelos agrícolas de texturas arenoso franco y franco arenoso y encontraron que la eficiencia de emisión de los suelos agrícolas fue mayor que la del camino sin pavimentar. En este mismo estudio se encontró que la eficiencia de emisión de PM10 aumenta a lo largo de la duración del evento de erosión, principalmente en los suelos de textura fina.

Las emisiones potenciales de PM10 dependen principalmente de la textura y de la materia orgánica del suelo (Carvacho et al., 2004, Funk et al., 2008), decreciendo exponencialmente con el aumento en el tamaño de la fracción producto de su menor superficie específica (Mendez et al., 2015). De acuerdo con estudios previos la emisión de PM10 aumenta con el contenido de limo y arcilla en el suelo y decrece con el contenido de arena (U.S. EPA, 1995; Carvacho et al., 2004; Funk et al., 2008). Otros estudios demostraron que el contenido de materia orgánica de los suelos puede afectar las emisiones de PM10 en suelos de textura similar (Gill et al., 1999; Alfaro, 2008; Aimar et al., 2012), debido a que la materia orgánica modifica la distribución del tamaño y la estabilidad de los agregados, cambiando su potencial de emisión.

Aimar (2002) demostró que el limo es la fracción textural acumulada en mayor proporción en el material erosionado, dando índices de enriquecimiento con respecto al suelo original de 32 % para un Ustipsamment Típico y 20 % para un Haplustol Entico. Esto se debió a que el suelo de textura más gruesa tenía mayor cantidad de partículas del tamaño arena, que son demasiado grandes para que el viento pueda transportarlas por suspensión a grandes distancias; mientras que, el suelo texturalmente más fino tenía mayor cantidad de arcillas, de modo que los agregados formados eran más resistentes a la abrasión producida en el proceso erosivo que aquellos formados por limo (Chepil, 1957). Aimar et al. (2012) encontraron que los suelos del centro de Argentina tienen un alto potencial de emisión de PM10 bajo diferentes contenidos de humedad y que la emisión es mayor en suelos con alto contenido de limo y menor en aquellos con mayor proporción de materia orgánica.

## **Hipótesis 1**

*La emisión potencial de un suelo aumenta con el contenido de limo.*

### **1.3 Calidad del material respirable**

Conocer la composición química del material respirable permite alcanzar una mejor comprensión de los efectos que tiene sobre la salud. Esto es de gran importancia ya que incluso a niveles bajos de concentración de PM10 en el aire se han observado efectos adversos en la salud (West et al., 2016). En cuanto a la calidad del material erosionado por el viento desde suelos agrícolas se han realizado algunas investigaciones. Estudios previos determinaron que la concentración de elementos en el material erosionado, así como el contenido de

arcillas y materia orgánica es fuertemente condicionada por la textura del suelo del cual proviene y generalmente aumenta con la altura de muestreo (Lapadre, 1957; Zobeck y Fryrear, 1986). Esto lleva a que las tasas de enriquecimiento, el cociente entre el contenido de una sustancia en el material transportado por el viento y el contenido en el suelo, sean elevadas. Otros estudios demostraron que suelos de texturas finas producen material erosionable más enriquecido en materia orgánica y en elementos nutrientes que los de textura gruesa (Aimar, 2002; Aimar et al., 2010) y, que la concentración de nutrientes (Cu, K, Mg, Mn, Fe, Zn y P) está inversamente relacionada con el tamaño de los agregados transportados por el viento (Li et al., 2009; Masri et al., 2003; Van Pelt y Zobeck, 2007; Zenchelsky et al., 1976; Zobeck et al., 1989). Sin embargo, poco se conoce de la composición química de las PM10 que son emitidas desde suelos agrícolas y caminos rurales sin pavimentar.

La agricultura argentina en general y la pampeana en particular, se ha expandido durante los últimos 20 años dentro de una matriz tecnológica moderna, caracterizada por grandes superficies bajo siembra directa, cultivos transgénicos y un mayor uso de fertilizantes y plaguicidas (Satorre, 2005). El glifosato [N- (fosfometil) glicina;  $C_3H_8NO_5P$ ] es el principal agroquímico utilizado mundialmente y en Argentina su uso aumentó drásticamente desde su introducción en la década de 1980, alcanzando aproximadamente los 200 millones de  $kg\ l^{-1}$  y representando el 85 % del total de los herbicidas comercializados (CASAFE, 2012). El glifosato es utilizado para el control de malezas en barbechos y cultivos modificados genéticamente. Es un herbicida no selectivo de post emergencia de amplio espectro que se degrada en el suelo por la actividad bacteriana y se transforma en su metabolito, el AMPA [ácido

aminometilfosfónico; CH<sub>6</sub>NO<sub>3</sub>P]. La tasa de descomposición del AMPA es considerablemente menor que la del glifosato, su vida media (DT<sub>50</sub>, el tiempo requerido para el 50 % de un compuesto desaparezca del suelo) es 3,5 veces mayor que la vida media del glifosato (Simonsen et al., 2008). Por esta razón el AMPA puede permanecer en el suelo en cantidades más altas que el glifosato (Bento et al., 2016; Yang et al., 2015; Bergstrom et al., 2011). Estudios previos han informado que el AMPA puede ser persistente en el suelo y que tiende a acumularse (Okada et al., 2018; Primost et al., 2017; Coupe et al., 2012). El glifosato es una molécula pequeña con tres grupos funcionales polares (grupos carboxilo, amino y fosfonato) lo que posibilita que sea fuertemente absorbido por los minerales del suelo (Sheals et al., 2002; Vereecken, 2005; Gimsing et al., 2007). Esta afinidad del glifosato y del AMPA para unirse a las partículas del suelo permite que ambos compuestos se acumulen en las capas superiores del suelo (Okada et al., 2016).

Los procesos generadores de emisión de PM<sub>10</sub> como la erosión eólica, las operaciones de labranza y el tránsito en caminos sin pavimentar, pueden ser una vía de transporte de herbicidas al medio ambiente. Estudios previos han demostrado que la erosión eólica desempeña un papel importante en el transporte de plaguicidas al medio ambiente (Aparicio et al., 2018; Balayiannis y Balayiannis, 2008; Cessna et al., 2006; Clay et al., 2001; Larney et al., 1999). Aparicio et al., (2018) midieron la presencia y concentración de glifosato y AMPA en material transportado por el viento a diferentes alturas (13,5 cm, 50 cm y 150 cm) en tres regiones áridas de la Argentina; y detectaron en todos los casos que el material transportado por el viento se encontraba enriquecido respecto al suelo original, siendo la tasa de enriquecimiento máxima de 60 para glifosato y de 3

para AMPA. Ambas tasas de enriquecimiento máximas se encontraron en el material transportado a mayor altura. Mendez et al. (2017) encontraron glifosato y AMPA en las PM10 emitidas por diferentes fracciones de tamaño de agregado, incluso un año después de la última aplicación de glifosato. La concentración de glifosato y AMPA en las PM10 fue de 4 a 18 veces mayor a su presencia en las fuentes (agregados del suelo). En otro estudio, se analizó el contenido de glifosato y AMPA en sedimentos erosionados desde un suelo loésico y encontraron que las mayores concentraciones se dieron en las muestras más finas (aquellas con un diámetro medio de 8  $\mu\text{m}$ ) siguiendo una tendencia decreciente en el contenido, a medida que el tamaño de partículas crecía (Bento et al., 2017).

Los plaguicidas pueden transportarse a largas distancias, llegando a regiones remotas de todo el mundo cuando están adheridos a partículas (Socorro et al., 2016). Las concentraciones de glifosato y AMPA en las partículas de suelo varían entre regiones y dentro de la misma región (Primost et al., 2017; Aparicio et al., 2013; Mendez et al., 2017). En la Unión Europea, los contenidos más altos de glifosato y AMPA en los suelos se encontraron en cultivos permanentes y los contenidos más bajos en legumbres secas y forrajes (Silva et al., 2018). En la provincia de Entre Ríos, Argentina, las concentraciones de glifosato en el suelo se correlacionaron con la dosis acumulada total (Primost et al., 2017). Los estudios anteriores han demostrado cómo el sistema de manejo de la tierra afecta la concentración de glifosato en el suelo, pero no existen estudios en Argentina ni en el mundo sobre cómo las prácticas de manejo afectan la ocurrencia y concentración de glifosato y AMPA en el material respirable emitido por los suelos. En la región semiárida central de Argentina,

existen al menos tres tipos de sistemas de manejo de suelos destinados a diferentes producciones, en los que varía la concentración y el número de aplicaciones de agroquímicos. Un manejo puramente agrícola para la producción de cereales y oleaginosas, donde los suelos se encuentran bajo siembra directa con cultivos anuales modificados genéticamente en los cuales se realizan al menos tres aplicaciones de agroquímicos al año. Un manejo agrícola-ganadero, donde en los suelos se realiza labranza convencional, con cultivos anuales para la producción de forrajes y cereales y cultivos perennes para la producción de forrajes. En este caso el número de aplicaciones de agroquímicos al año es menor que en manejos puramente agrícolas. Por último, se puede mencionar un manejo ganadero, con pasturas permanentes para la producción de forrajes en los cuales no se realizan aplicaciones de agroquímicos.

## **Hipótesis 2**

*La concentración de glifosato y AMPA en el material respirable emitido es: en suelos agrícolas > suelos agrícolas - ganaderos > suelos de uso ganadero.*

Una fuente importante de emisión de PM10 la constituyen los caminos sin pavimentar (Chow y Watson, 2002). En la provincia de La Pampa, el 60 % de la red caminera total, está constituida por caminos de tierra (Consejo Vial Federal, 2019; Com. Pers. Dirección Provincial de Vialidad de La Pampa, 2020). De la calidad del material que se erosiona desde estos caminos nada se conoce. A pesar de que en los caminos rurales sin pavimentar no se aplican herbicidas en forma directa, pueden estar expuestos a la contaminación con glifosato y AMPA. No sólo por el material arrastrado por el viento desde suelos agrícolas

contaminados con glifosato y AMPA (Aparicio et al., 2018) sino también por estar expuestos a la deriva (traslado del herbicida, en este caso, desde el sitio objetivo a un sitio no objetivo durante o después de la aplicación). El glifosato fue encontrado hasta 400 m del suelo objetivo como consecuencia de la deriva provocada por la acción del viento (Córdova et al., 2020). Es así como los caminos sin pavimentar podrían ser una fuente importante de emisión de PM10 contaminadas con agroquímicos. Sin embargo, a la fecha no existen estudios que hayan analizado la calidad de las PM10 emitidas desde caminos rurales.

### **Hipótesis 3 a**

*El contenido de glifosato y AMPA en el material respirable emitido por caminos rurales sin pavimentar es menor al emitido por los suelos agrícolas.*

El ingreso de micronutrientes al suelo ocurre a través de procesos naturales como emisiones volcánicas, deposición de polvo atmosférico o por la aplicación de fertilizantes, abonos orgánicos, productos fitosanitarios, residuos, entre otros (Torri et al., 2015).

El consumo de fertilizantes en Argentina se incrementó más de 10 veces, pasando de 300.000 Mg en el año 1990 a 4,5 millones de Mg en el año 2019 (Cámara de la Industria Argentina de Fertilizantes y Agroquímicos, CIAFA). De acuerdo con los datos de CIAFA, del total de fertilizantes utilizados en 2019, el 56 % del consumo correspondieron a productos nitrogenados y un 36,2 % a los fertilizantes fosfatados. Según los informes anuales de Fertilizar, en la campaña 2018/19, el consumo de fertilizantes por cultivo en Argentina fue de un 33 % para el maíz, un 32 % para el trigo y un 10 % para la soja.

El uso de fertilizantes genera un aporte de metales pesados al suelo. Estos metales pesados son parte de las impurezas que quedan durante el proceso de fabricación de estos. Diversos estudios han atribuido la acumulación de metales pesados en el suelo a la aplicación de fertilizantes (Bonomelli et al., 2003, Reyzábal et al., 2000; Gil et al., 2002). Los fertilizantes fosforados contienen en su composición distintas concentraciones de elementos traza como Mn, Cu y Ni (Charter et al., 1993; López Carnelo et al., 1997; García et al., 2019). Por otra parte, Alloway (2013) identificó la presencia de algunos metales pesados con fuentes específicas, donde el Cu y Mn fueron relacionados con los plaguicidas.

Si bien los suelos contienen niveles naturales de metales potencialmente tóxicos producto de la meteorización de los minerales, gran parte de la contaminación de los suelos se debe a la actividad humana (Freedman y Hutchinson, 1981). Lavado et al. (1999) en un ensayo de largo plazo, encontraron un leve incremento de Co, Cu, Pb y se lo atribuyeron a la aplicación de fertilizantes fosfatados. Reyzábal et al. (2000) analizaron los suelos ubicados en los cinturones hortícolas de Bahía Blanca y mostraron niveles tóxicos de Cu y Zn. Gil et al. (2002) reportaron que el 91 % de los suelos de invernadero en Almería (España) tienen valores de metales pesados por encima del nivel de fondo de suelos naturales y lo atribuyeron al uso intensivo de fertilizantes y pesticidas que se aplican en ellos. Por otra parte, Mahecha-Pulido et al. (2015) en una investigación realizada en suelos de Colombia, sometidos a usos agrícolas intensivos, analizaron las concentraciones de metales pesados y encontraron la siguiente secuencia  $Zn > Cu > Pb > Cr > Ni$ , pero en ninguno de los casos se superaron los límites máximos permisibles planteados por la Agencia



de Protección Ambiental de Estados Unidos. Los autores de este trabajo atribuyeron este resultado a las características de los suelos analizados, los cuales eran oxisoles, con pH bajos y un bajo contenido de MO y CIC (Mahecha-Pulido et al., 2015).

La exposición a estos elementos ha sido asociada con problemáticas en la salud. El Mn se ha relacionado con trastornos neurológicos (Ewen et al., 2008). La exposición al Ni ha sido relacionada con la dermatitis, inflamación pulmonar y cáncer mientras que, los efectos adversos de la exposición al Cu se han relacionado más frecuentemente con malestares gastrointestinales, aunque la irritación del sistema respiratorio también es común (ATSDR, 2015).

La mayoría de los estudios que analizan las concentraciones de metales pesados en suelos de caminos lo realizan en áreas cercanas a caminos altamente transitados como rutas o autopistas principales (Pagotto et al., 2001; Shi et al., 2008; Surucu et al., 2018). Del mismo modo ocurre cuando se analizan los contenidos de metales pesados en el material particulado, evaluando áreas dentro de ciudades. Sin embargo, el análisis de metales pesados en el suelo de caminos rurales sin pavimentar no ha sido tenido en cuenta por las investigaciones y menos aún en el PM10 emitido desde ellos. Los caminos rurales aledaños a lotes agrícolas pueden estar expuestos a fertilizantes a través de transporte de suelo por el viento, no obstante, son los suelos agrícolas los que están expuestos directamente a la posible contaminación con metales pesados presentes en los fertilizantes aplicados.

El polvo eólico proporciona una fuente importante de nutrientes y trazas de metales suministrados externamente a los océanos (Mahowald et al., 2018). Algunas áreas marinas presentan alto contenidos de nutrientes (nitrógeno y

fosfato) y bajo contenido de clorofila y se asocia esa baja productividad a la falta del micronutriente hierro (Mahowald et al., 2018). El contenido de metales traza en el polvo eólico también tiene implicancias en la productividad marina, el Ni, Mn y Cu son componentes importantes de enzimas claves para el fitoplancton marino y la fisiología de las bacterias (Jickells y Moore, 2015). Algunos autores mencionan al Ni como esencial para una serie de funciones bioquímicas de los productores primarios marinos como la asimilación de proteínas (Rees y Bekheet, 1982) y fijación de nitrógeno (Ho, 2013). Por otra parte, se ha asociado al Cu en concentraciones altas como tóxico para cierto plancton y, por lo tanto, con la inhibición de la productividad biológica (Paytan et al., 2009).

Teniendo en cuenta que el PM10 puede ingresar al organismo generando diversos efectos adversos en la salud, así como también puede transportarse a grandes distancias, depositarse en el agua de los océanos e intervenir en los ciclos bioquímicos marinos, es que resulta interesante conocer la concentración de elementos como Mn, Ni, Cu y Fe asociados al PM10 emitidos desde suelos agrícolas y caminos rurales sin pavimentar de la RSPC.

### **Hipótesis 3 b**

*El contenido de elementos en el material respirable emitido por caminos rurales sin pavimentar es menor al emitido por los suelos agrícolas aledaños.*

## **1.4 Objetivos**

### **1.4.1 Objetivo general**

*Evaluar la emisión y caracterizar químicamente el material respirable emitido por suelos de la región semiárida central argentina.*

### **1.4.2 Objetivos específicos**

*1. Evaluar el efecto de la textura sobre la emisión potencial de los suelos de la región semiárida pampeana central.*

*2. Evaluar la concentración de glifosato y AMPA en el material respirable emitido por suelos bajo distintos manejos.*

*3. Determinar la calidad del material respirable emitido por caminos rurales sin pavimentar.*

# **CAPÍTULO 2**

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

## 2.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio de la presente investigación se desarrolló dentro de la Región Semiárida Pampeana Central (RSPC), específicamente en la región Oriental de la Provincia de La Pampa (Fig. 3). De acuerdo con el Inventario Integrado de Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa (1980), la región Oriental presenta un clima subhúmedo seco, la geomorfología se corresponde con planicies, valles, mesetas y colinas, los suelos tienen una mayor evolución y sus horizontes están claramente diferenciados, predominando los Molisoles. La vegetación está compuesta de cultivos, pastizales bajos, bosques abiertos caducifolios y pastizales psamófilos.

Los muestreos se llevaron a cabo en la subregión de la planicie con tosca (abarca los departamentos Realicó, Conhelo, Trenel y Capital) caracterizada por una calcreta de un espesor de 0,4 a 2 m sobre la que posteriormente se depositó un delgado manto arenoso por la acción eólica y, es frecuente encontrar una capa delgada de ceniza volcánica a los 30 cm de profundidad. Los suelos dominantes son Molisoles (Haplustoles Énticos y Típicos) (INTA et al., 1980). También se muestrearon suelos pertenecientes a la subregión de las planicies medanosas (en el extremo NE de la provincia, abarcando los departamentos Chapaleufú, Maracó, Quemú Quemú, Catriló y Atreucó) que presenta una superficie calcárea con pendiente regional al E y sobre ella se acumuló un manto arenoso de 1 a 6 m de espesor. Dentro de este sedimento se encuentran acumulaciones de ceniza volcánica, suelos enterrados y paleohorizontes. Los suelos dominantes son los Molisoles (Hapludol Éntico y Haplustol Éntico) y subordinados los Entisoles (Ustipsamment Típico).

Los vientos tienen una predominancia en las direcciones N-NE y S-SO. Esta circulación de las masas de aire corresponde al accionar de los dos anticiclones (altas presiones) que la gobiernan: del Atlántico que produce vientos calurosos y húmedos del sector N-NE y del Pacífico que genera vientos fríos y secos provenientes del S-SO. La velocidad promedio anual oscila entre 10 y 15 km h<sup>-1</sup>, las mayores intensidades ocurren en la primavera que, al coincidir con el final del período de menor precipitación, aumenta los riesgos de erosión eólica.

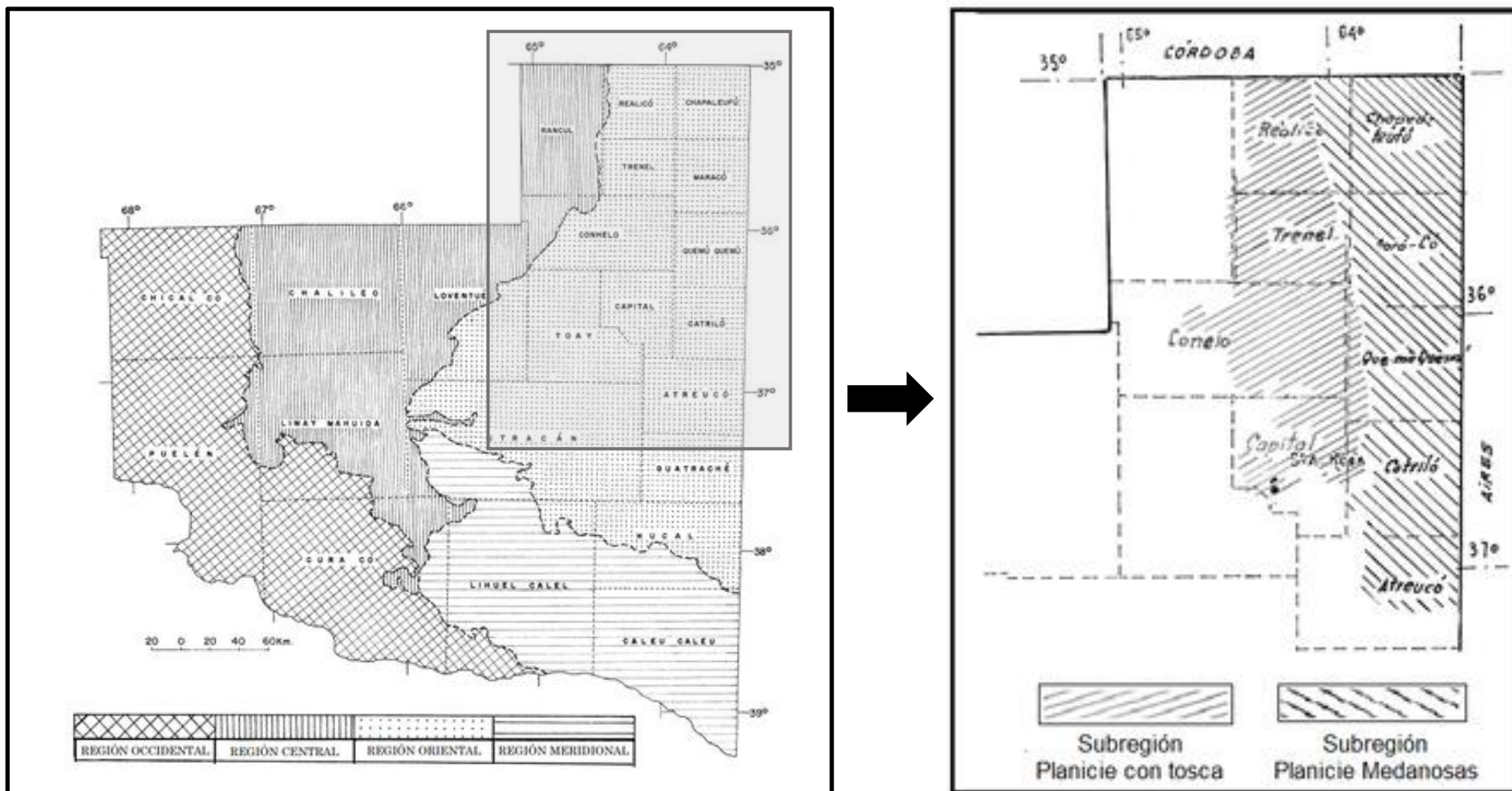


Figura 3. Ubicación del área de estudio. Adaptado de Cano, 1980.

## 2.2 Metodología propuesta para validar la hipótesis 1

Se seleccionaron 7 suelos bajo agricultura continua de texturas entre franco a arenoso franco en los departamentos de Trenel, Capital, Quemú Quemú y Cohnelo. Se colectaron los primeros 2,5 cm de la superficie del suelo con bandejas de chapa galvanizada de 0,2 m de ancho, 0,97 m de largo y 0,025 m de profundidad (Fig. 4). Cada muestra de suelo consistió en 5 submuestras (repeticiones) y por cada submuestra se utilizaron 2 bandejas. Las submuestras de suelo se secaron al aire y se dividieron en dos partes.



Figura 4. Bandeja utilizada para colectar las muestras de suelo.

Una parte de cada submuestra de suelo se tamizó a mano a través de una malla de 2 mm y se utilizó para determinar el contenido de materia orgánica (MO) por el método de Walkley and Black (Walkley and Black, 1934), el contenido de fósforo (Bray y Kurtz, 1945), pH  $\text{CaCl}_2$  0,01 M y la textura con el método del hidrómetro de Bouyoucos (Bouyoucos, 1962). La clasificación textural de los



suelos se realizó de acuerdo con las clases propuestas por el USDA (Soil Survey Division Staff, 1993) (Tabla 1).

La otra parte de cada submuestra se tamizó por medio del tamiz rotativo (Chepil, 1962) obteniendo las distintas fracciones de agregados (0,42 mm, 0,84 mm, 2 mm, 6,4 mm, 19,2 mm y >19,2 mm). A partir de estos valores se determinó para cada suelo la fracción erosionable calculada por medio de la ecuación 1 (Colazo y Buschiazzi, 2010), la estabilidad estructural de los agregados en seco, calculada por medio de la ecuación 2 (Skidmore et al., 1994) (Tabla 1) y la distribución de agregados (Fig. 11).

$$FE = \frac{P_{<0,84}}{PI} * 100 \quad \text{Ec. 1}$$

donde, FE es la fracción erosionable (%),  $P_{<0,84}$  es el peso (g) de los agregados <0,84 mm, y PI es el peso inicial (g) del total de la muestra.

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

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

Tabla 1. Principales características de los suelos estudiados. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre suelos ( $p < 0,01$ ).

	SUELO						
	1	2	3	4	5	6	7
Arena (%)	48,8 d	45,5 d	51,2 cd	63,6 bc	56,6 bcd	67,0 ab	78,0 a
Limo (%)	40,8 a	45,7 a	40,4 a	26,9 bc	34,7 ab	26,2 bc	17,6 c
Arcilla (%)	10,4 a	8,8 ab	8,4 bc	9,5 ab	8,7 abc	6,8 c	4,4 d
MO (%)	2,5 abc	3,2 a	2,7 abc	3,0 ab	2,7 abc	2,3 bc	2,0 c
FE (%)	14 c	25 bc	28 b	30 ab	16 bc	23 bc	42 a
EES (%)	95,2	92,4	86,9	93,7	93,0	91,5	75,0
Clasificación textural	Franco	Franco	Franco	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco arenoso	Arenoso franco
P (mg kg <sup>-1</sup> )	11,2	17,3	19,3	24,3	28,3	12,1	27,0
pH (CaCl <sub>2</sub> )	6,1	6,7	6,6	6,1	6,2	6,0	6,4

## **2.2.1 Medición de emisión potencial de PM10**

A cada una de las repeticiones de los suelos se les determinó la capacidad de emitir PM10 en laboratorio utilizando el generador simple de polvo (EDG, Mendez et al., 2013). Un estudio previo muestra que la eficiencia de emisión de PM10 medida con el EGD se asoció a la eficiencia de emisión obtenida con un túnel de viento y la de ambas con las eficiencias de emisión medidas de campo (Avecilla et al., 2018).

### **2.2.1.1. Descripción del Generador Simple de Polvo**

El Generador Simple de Polvo (Easy Dust Generator – EDG, Mendez et al., 2013. Fig. 5) es un generador de polvo “Clase C” (Gill et al., 2006) que se basa en la agitación mecánica de la muestra. Está compuesto por una cámara de generación (CG) y una cámara de concentración (CC). La CG, donde se coloca la muestra de suelo, es un tubo de PVC que tiene instaladas en su interior 4 cuchillas plásticas a un ángulo de 30° sobre la superficie del tubo, con el objetivo de elevar la muestra y dejarla caer durante la rotación del tubo. En cada extremo del tubo se coloca una tapa de PVC Ø 110. En un extremo, la tapa presenta un orificio de 21 mm de diámetro que permite la entrada libre de aire y por donde se coloca la muestra. En la tapa del otro extremo, se inserta un tubo plástico de 8 mm de diámetro. La parte que ingresa en la CG cuenta con 4 filas de 5 orificios (2 mm de diámetro) colocados a 15 mm de distancia a lo largo del tubo; la otra porción que queda por fuera de la CG se acopla a un tubo de vidrio conectado a la CC. Esto permite la independencia del movimiento de la CG, es decir, mientras ésta se encuentra en rotación, la CC permanece estática. La CG

descansa sobre dos cilindros, uno de ellos fijo y el otro es móvil, conectado a un motor eléctrico (Zhaoqing Wei Li Co., LTD, CA: 220 V / 240 V – 50/60 Hz – 4 W) que hace girar al cilindro a 30 rpm. El giro del cilindro móvil hace que la CG gire a 6 rpm. La CC es un cilindro de plástico de 116 mm de ancho y 250 mm de largo que tiene atravesado en su interior un tubo plástico de 9 mm de diámetro con una fila de 8 orificios (2 mm de diámetro) a 15 mm de distancia entre sí. Este último tubo plástico conecta la CC con un monitor de polvo digital de dispersión de luz marca Kanomax modelo 3443, que cuenta con un rango de medición de partículas entre 0,10 y 10  $\mu\text{m}$  (para más detalles visitar [Digital Dust Monitor Model 3443 | Kanomax USA \(kanomax-usa.com\)](https://www.kanomax-usa.com/)). La CC se conecta a una bomba de vacío de caudal variable marca TDA Argentina. La misma es configurada para realizar una aspiración de  $4,3 * 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$ .

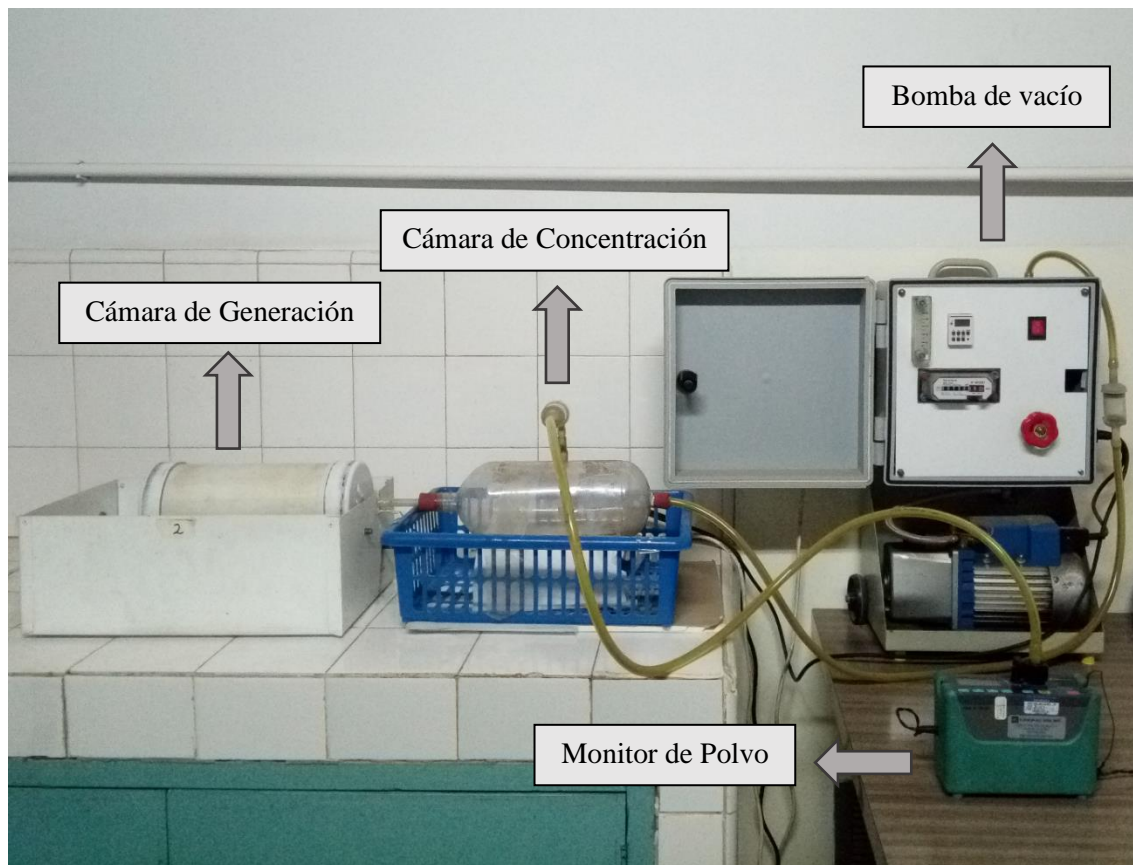


Figura 5. Equipamiento utilizado para medir la emisión de PM10: generador simple de polvo, bomba de vacío y monitor de polvo.

El EDG transfiere energía mecánica o cinética al material en estudio, creando aerosoles a partir de la abrasión o fractura causada cuando los granos del material fuente chocan entre sí y/o con las paredes del generador de polvo. Con el EDG se obtuvieron resultados de emisión de PM10 fiables con buena repetitividad y las curvas de emisión obtenidas fueron similares a las obtenidas con otros generadores de polvo como Southard Laboratory dust generator y LDGASS (Lubbock Dust Generation, Analysis and Sampling System) (Mendez et al., 2013).

### 2.2.1.2. Procedimiento para medir la emisión de PM10

El procedimiento consistió en introducir una muestra de 1,5 g de suelo en la CG y encender el monitor de polvo, la bomba de vacío y el motor eléctrico durante 10 minutos. Las paletas de la CG elevan la muestra de suelo y al caer, se libera el PM10 suelto y se genera nuevo PM10 producto de la colisión entre los granos del suelo y con las paredes del generador. El aire cargado de PM10 ingresa por medio de un tubo de vidrio a la CC gracias a la corriente de aire provocada por la bomba de vacío y el monitor de polvo toma una muestra de aire a través del tubo plástico que atraviesa la cámara transversalmente. El monitor de polvo registra cada 6 s la concentración de PM10 en  $\text{mg m}^{-3}$  de aire (Mendez et al., 2013 y Mendez et al., 2015). Se realizaron 5 mediciones para cada una de las repeticiones (5) de cada suelo, de modo que se obtuvieron un total de 25 mediciones por suelo.

La eficiencia de emisión de PM10 (capacidad del suelo de emitir PM10 cuando se erosiona) expresado en microgramos por gramo de suelo ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) se calculó siguiendo la ecuación:

$$EE (\mu\text{g g}^{-1}) = \frac{[PM10ave * VARB * DE]}{PMS} \quad \text{Ec. 3}$$

donde EE es eficiencia de emisión, PM10ave es la concentración promedio de PM10 a lo largo del experimento en  $\text{mg m}^{-3}$  de aire (suma de los registros dividido la cantidad de aire que pasa cada 6 s), VARB es el volumen de aire removido en  $\text{m}^3 \text{min}^{-1}$ , DE es el tiempo en minutos y PMS es el peso de la muestra en g.

Se midió la emisión de PM10 de cada fracción de agregados (<0,42 mm, 0,84 mm, 2 mm, 6,4 mm, 19,2 mm y >19,2 mm; Anexo A-1). El procedimiento fue igual al descrito anteriormente para la muestra de suelo, a excepción de las fracciones 6,4 mm, 19,2 mm y >19,2 mm que, en lugar de introducir 1,5 g de muestra, se utilizaron 3 g de muestra. Se realizaron 5 mediciones de emisión de PM10 por cada repetición de fracción de agregados de un suelo. En el caso de S2 y S4 se midió la emisión de PM10 en las 5 repeticiones obteniendo un total de 25 mediciones por fracción de agregados. Mientras que, en S5, S6 y S7, por falta de tiempo a causa del aislamiento producto del Covid-19, solo pudo medirse en 3 repeticiones, obteniendo así un total de 15 mediciones por fracción de agregados. A partir de estos resultados se determinó la contribución de cada fracción de agregados (CFA) al total de emisión de PM10 del suelo con la ecuación 4:

$$CFA (\mu\text{g g}^{-1}) = EE_{\text{fax}} * P_{\text{fax}} \quad \text{Ec. 4}$$

donde  $EE_{\text{fax}}$  es la emisión de PM10 de la fracción de agregados “x” y  $P_{\text{fax}}$  es la proporción de la fracción de agregados “x” en el suelo.

Con la ecuación 5 se determinó la eficiencia de emisión de PM10 de cada suelo a partir del fraccionamiento ( $EE_2$ ). Esta emisión está relacionada con la emisión generada por las labranzas dato que considera las emisiones de todas las fracciones de agregados (Mendez et al., 2015). También se calculó la eficiencia de emisión de PM10 por erosión eólica ( $EE_{ee}$ ) con la ecuación 6. La

EEee considera las emisiones de las fracciones de agregados menores a 0,84 mm (Mendez et al., 2015).

$$EE_2 (\mu\text{g g}^{-1}) = \sum_{<0,42}^{>19,2} CFA \quad \text{Ec. 5}$$

$$EE_{ee} (\mu\text{g g}^{-1}) = \sum_{<0,42}^{0,84-0,42} CFA \quad \text{Ec. 6}$$

### 2.3 Metodología propuesta para validar la hipótesis 2

Se muestreó un total de 16 suelos de texturas entre franco a arenoso franco, distribuidos en los departamentos Capital, Conhelo, Quemú Quemú y Trenel. Del total, 9 suelos se encontraban bajo un manejo del suelo agrícola, 5 suelos estaban bajo un manejo agrícola - ganadero y 2 suelos bajo un sistema ganadero con pasturas permanentes (Tabla 2). La metodología de muestreo fue idéntica a la explicada en 2.2, así como los análisis de MO y textura. Las características de los suelos utilizados se presentan en la tabla 3.



Tabla 2. Principales características de los diferentes manejos de suelo analizados.

Características	Suelos agrícolas	Suelos agrícolas - ganaderos	Suelos ganaderos
Cultivos	Cultivos anuales (resistentes al glifosato: RG) para la producción de granos; maíz (RG), soja (RG), trigo y girasol.	Cultivos anuales para la producción de forraje (no resistentes al glifosato): Cebada, avena, centeno, sorgo, maíz.	Pasto llorón ( <i>Eragrostis curvula</i> )
		Cultivos perennes para la producción de forraje: alfalfa	
		Cultivos anuales para la producción de granos (no resistentes al glifosato): Cebada, avena, centeno y sorgo.	
Sistema de labranza	Siembra directa	Labranza convencional (rastra de disco)	Sin labranzas en los últimos 30 años
Número de aplicaciones de glifosato	Más de 4 veces al año	Una vez al año o menos	Sin aplicación de glifosato en los últimos 30 años
Fertilización	Sí	No	No

Tabla 3. Principales características de los suelos analizados.

Manejo	Suelo	Réplicas	Arena	Limo	Arcilla	Textura	MO
Agrícola	1	3	56,7	34,7	8,7	Franco arenosa	2,7
	2	3	48,7	41,3	10,0	Franco	2,3
	3	3	55,3	36,7	8,0	Franco arenosa	2,6
	4	3	63,0	27,0	10,0	Franco arenosa	3,1
	5	3	59,9	32,8	7,3	Franco arenosa	2,3
	6	3	44,9	46,4	8,7	Franco	3,3
	7	3	74,1	21,9	4,0	Arenoso Franco	2,9
	8	3	64,3	31,0	4,7	Franco arenosa	3,5
	9	3	76,7	18,7	4,7	Arenoso franco	2,2
Agrícola - ganadero	10	3	64,7	30,0	5,3	Franco arenosa	1,8
	11	3	67,3	26,7	6,0	Franco arenosa	1,2
	12	3	65,0	27,0	8,0	Franco arenosa	1,9
	13	3	66,3	26,4	7,3	Franco arenosa	1,4
	14	3	80,7	16,0	3,3	Arenoso franco	1,3
Ganadero	15	3	72,7	24,0	3,3	Franco arenosa	2,1
	16	3	59,0	35,0	6,0	Franco arenosa	2,7

Se colectó el PM10 a cada repetición de cada uno de los suelos siguiendo el procedimiento detallado en **2.3.1**. A las muestras de PM10 como al suelo original (tamizado por 2 mm) se les determinó el contenido de glifosato y AMPA siguiendo el procedimiento descrito en **2.3.2**. Luego se calculó el porcentaje de detección de ambos compuestos con la siguiente ecuación:

$$PD = \frac{NMD}{NMT} * 100 \quad \text{Ec. 7}$$

donde PD es el porcentaje de detección, NMD es el número de muestras en las que se detectó glifosato (AMPA) y NMT es el número de muestras totales analizadas.

### **2.3.1 Colección de PM10**

El PM10 se colectó mediante un precipitador electrostático (modelo C&L número GH-939) que se basa en el principio de atracción electromagnética, acoplado al EDG (Fig. 6). El procedimiento consistió en ingresar en la cámara de generación 40 g de suelo previamente tamizados por 2 mm y poner en funcionamiento el EDG y el precipitador durante 30 minutos. El aire que contiene el PM10 es movilizado hacia la cámara donde se encuentra alojado el precipitador electrostático. El aire ingresa al precipitador electrostático, que carga el material particulado negativamente y luego lo colecta sobre una placa de aluminio que se encuentra cargada positivamente (Fig. 7). Finalizado el tiempo de simulación, se apagó el sistema de colección (precipitador y EDG) y el polvo colectado en la placa de aluminio se separó de la misma con un cepillo

plano para ser pesado y almacenado en un recipiente plástico. Para realizar la pesada se utilizó una balanza digital Pocket Scale (modelo MH-500 ZZ144) y el recipiente utilizado para el almacenamiento fue un tarro plástico marca Polistor, modelo cristal 45 PST. Se colectaron entre 0,1 y 0,4 g de PM10 por cada 40 g de suelo (en cada procedimiento de colección). La cantidad de PM10 colectadas por procedimiento de colección varió con el tipo de suelo. Para cada suelo y repetición, el procedimiento de colección fue repetido hasta alcanzar los 2 g de PM10 colectados. Para coleccionar la cantidad necesaria de PM10 se requirió hasta 1 kg de muestra de suelo y 6 horas de recolección.

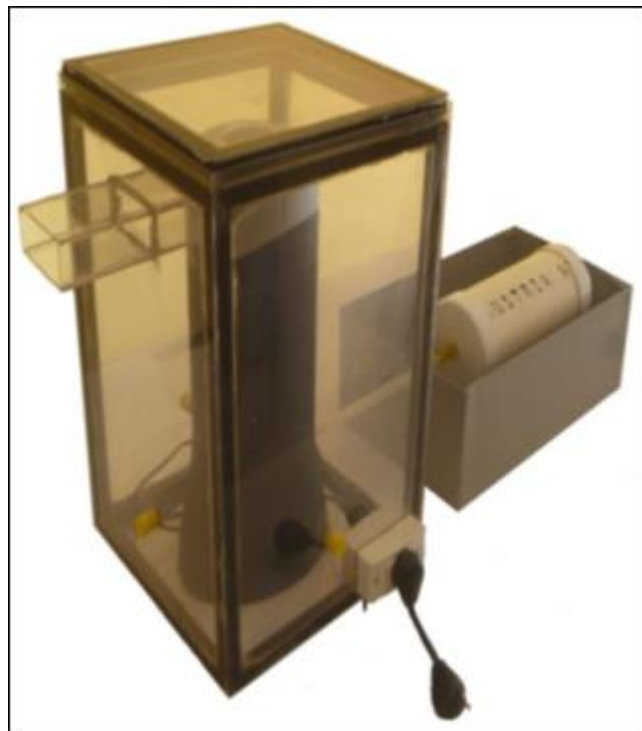


Figura 6. Precipitador electrostático acoplado al generador simple de polvo.



Figura 7. Placa de aluminio cargada de partículas PM10.

### 2.3.2 Determinación de glifosato y AMPA

Las concentraciones de glifosato y AMPA se midieron en muestras utilizando un UPL-ESI-MS / MS (Aparicio et al., 2013; Ramirez Haberkon et al., 2020). Se agregaron 15  $\mu$ l de 10 mg de glifosato marcado con isótopos L1 (1,2-<sup>13</sup>C, <sup>15</sup>N) a 2 g de muestra de suelo y 0,5 g de PM10. Después de estabilizar durante 30 min, se añadieron 10 ml y 5 ml de solución tampón KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> / Na<sub>2</sub>B<sub>4</sub>O<sub>7</sub> (0,1 M, pH = 9) a las muestras de suelo y de PM10, respectivamente, y se sonificaron durante 30 min en un baño ultrasónico. Las muestras se centrifugaron a 3500 rpm durante 10 min, y se tomaron 2 ml de los sobrenadantes y se derivatizaron con 2 ml de reactivo cloruro de fluorenilmetiloxicarbonilo (FMOC-Cl) en acetonitrilo (1 mg ml<sup>-1</sup>). Los tubos se agitaron vigorosamente y se dejaron durante la noche a temperatura ambiente. Se agregaron 5 ml de diclorometano (CH<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>) para eliminar el exceso de FMOC. Las muestras se centrifugaron y la fase acuosa se filtró a través de un filtro de

naïlon de 0,22 µm. Luego, se inyectaron 20 µL del extracto final en el sistema UPLC-ESI-MS / MS.

La linealidad del método se confirmó realizando una curva de calibración con soluciones estándar a concentraciones de 1, 5, 10, 50 y 100 µg l<sup>-1</sup>, cada punto por triplicado. Se asumió una linealidad satisfactoria utilizando regresión por mínimos cuadrados ponderada (1 / X) cuando el coeficiente de correlación (r<sup>2</sup>) era superior a 0,99, según la medición del área del pico del analito, y los residuos eran inferiores al 30 %. Se añadió una cantidad equivalente a la esperada en las muestras analizadas de glifosato marcado con isótopos a las soluciones estándar para evaluar el efecto de la matriz. Los límites de detección (LD), definidos como la concentración más baja que el proceso analítico puede diferenciar de manera confiable de los niveles de fondo, fueron 0,36 µg kg<sup>-1</sup> para glifosato y 0,41 µg kg<sup>-1</sup> para AMPA. Los límites de cuantificación (LQ), definidos como el valor más pequeño de analito que se puede determinar cuantitativamente, fueron 1,19 µg kg<sup>-1</sup> para glifosato y 1,6 µg kg<sup>-1</sup> para AMPA.

### **2.3.2.1 Análisis Instrumental**

La separación cromatográfica se realizó con una columna Acquity UPLC BEH C18 (1,7 µm, 50 × 2,1 mm) (Waters) equipada con una precolumna Acquity VanGuard BEH C18 (1,7 µm, 5 × 2,1 mm) (Waters). Las fases móviles fueron agua (fase A) y metanol (fase B), ambas modificadas con acetato de amonio 5 mM. Un gradiente lineal de modificador orgánico (B), a un caudal de 0,4 ml min<sup>-1</sup>, fue el siguiente: 0 min, 0 %; 0,2 min, 0 %; 2,5 min, 70 %; 3,5 min, 100 %; 4,5 min, 100 %; 5,0 min, 0 %; y 6 min, 0 %. La columna se mantuvo a 60 °C. Para la

operación MS / MS, se realizó el modo de ionización positiva utilizando un voltaje capilar de 3,5 kV. El gas de colisión fue argón al 99,995 % con una presión de  $4,04 \times 10^3$  mbar en la celda T-Wave. Se optimizaron los flujos de gas de cono y gas de desolvatación a un flujo de  $60 \text{ l h}^{-1}$  y  $600 \text{ l h}^{-1}$ , respectivamente. La temperatura del gas de desolvatación se estableció en  $400 \text{ }^\circ\text{C}$  y la temperatura de la fuente en  $120 \text{ }^\circ\text{C}$ . Se eligieron tiempos de permanencia de  $0,10 \text{ s}$  / barrido. Para procesar los datos cuantitativos obtenidos de los estándares de calibración y de las muestras se utilizó el software Masslynx NT v 4.1 (Waters).

#### **2.4 Metodología propuesta para validar la hipótesis 3a**

Se muestreó un total de 9 suelos en tres sitios de la RSPC, dos de ellos ubicados dentro del departamento de Trenel y el restante, en el departamento de Quemú Quemú. Siguiendo la metodología de muestreo explicada en **2.2**, en cada sitio se colectó un suelo agrícola bajo siembra directa y dos caminos rurales sin pavimentar aledaños al lote, siendo un camino interno y el otro, un camino vecinal (Fig. 8). Se realizaron las siguientes determinaciones: materia orgánica, textura y fracción erosionable (**2.2**) (Tabla 4), eficiencia de emisión de PM<sub>10</sub> de los suelos (**2.2.1.2**) y, a 3 de las 5 repeticiones de cada suelo, se colectó el PM<sub>10</sub> (**2.3.1**) y se determinó el contenido de glifosato y AMPA en las muestras de PM<sub>10</sub> y de suelo (**2.3.2**).

Tabla 4. Principales características de los suelos analizados.

Manejo	Suelo	Réplicas	Fracción erosionable	Materia orgánica	%				Textura
					Arena	Limo	Arcilla	Limo + Arcilla	
Agrícolas	1	5	30	2,81	64	27	10	37	Franco arenoso
	2	5	42	2	78	18	4	22	Arenoso franco
	3	5	36	3,5	68	28	4	32	Franco arenoso
Camino Internos	4	5	66	<1	62	30	8	38	Franco arenoso
	5	5	82	<1	88	8	4	12	Arenoso
	6	5	87	<1	90	5	5	10	Arenoso
Camino Vecinales	7	5	92	<1	79	14	4	18	Arenoso franco
	8	5	83	<1	73	21	6	27	Franco arenoso
	9	5	50	<1	70	23	7	30	Franco arenoso



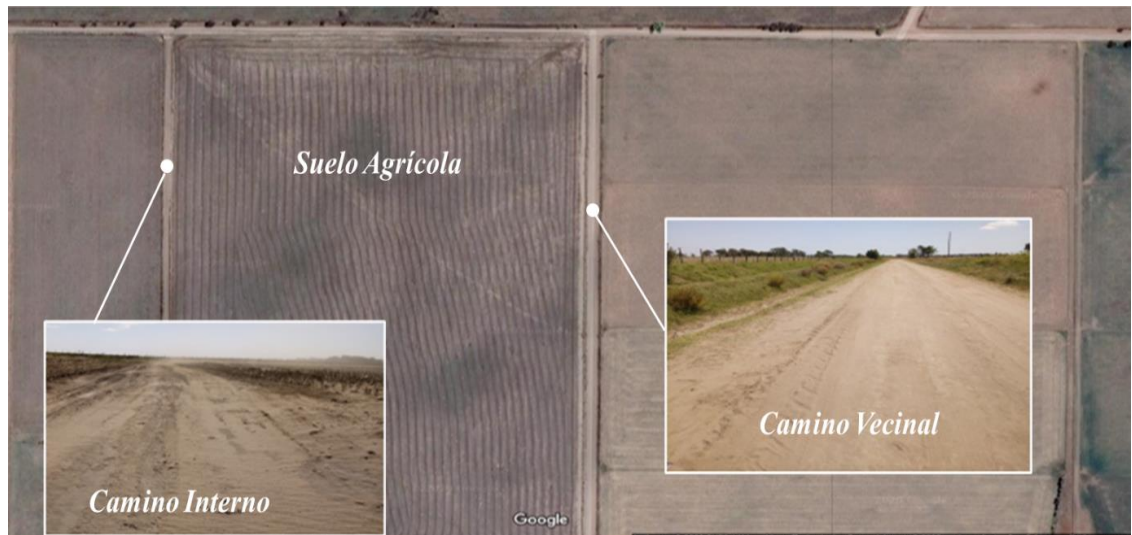


Figura 8. Localización relativa del suelo agrícola y los caminos sin pavimentar (interno y vecinal).

Se fotografiaron las superficies de cada suelo para poder medir la cobertura vegetal. Utilizando el software "Paint Shop Pro" para Microsoft Windows, se creó una cuadrícula de 130 puntos de intercepción (Fig. 9) y se evaluó cada punto. El porcentaje de cobertura fue obtenido a partir de la ecuación 8.

$$PCV = \frac{TPC}{TPE} * 100 \quad \text{Ec. 8}$$

donde PCV es el porcentaje de cobertura vegetal, TPC es el total de puntos con cobertura vegetal y TPE es el total de puntos evaluados.

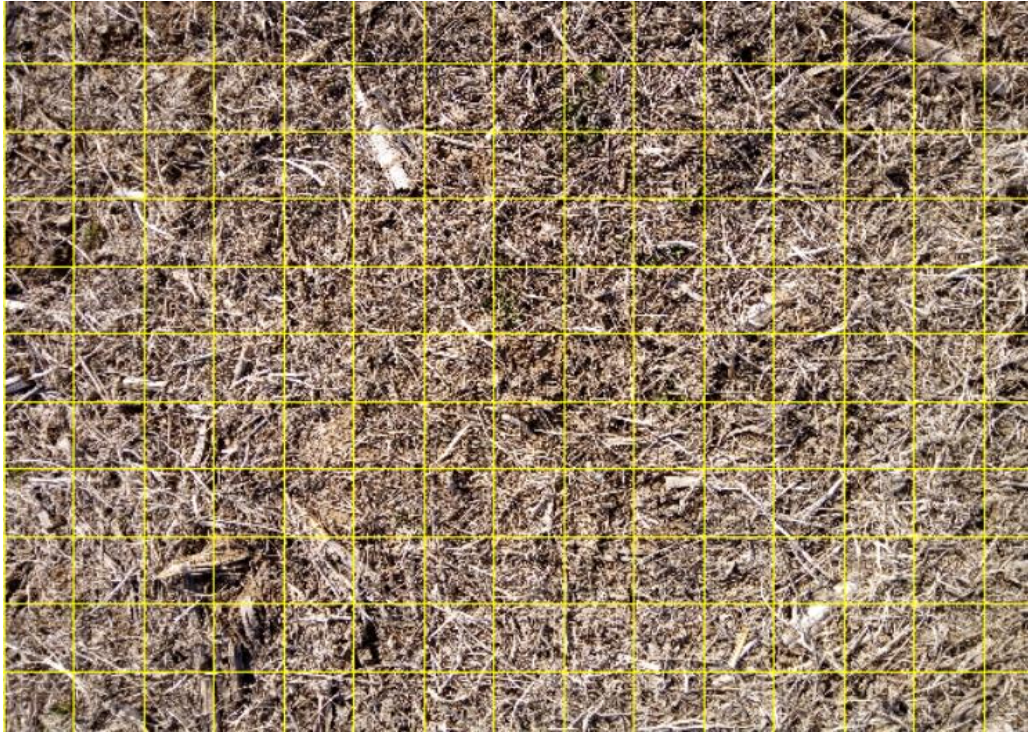


Figura 9. Parcela analizada en base a la cuadrícula del programa Paint Shop Pro.

#### **2.4.1 Estimación del glifosato y AMPA transportado en el PM10**

Para estimar la cantidad de glifosato y AMPA que es transportado en el PM10 se determinó la erosión eólica actual y la emisión actual de PM10 siguiendo el procedimiento descrito en el punto **2.4.1.1**. Todos los parámetros medidos y estimados se encuentran definidos en la tabla 5.

Tabla 5. Definición de los parámetros medidos y estimados.

Parámetro	Descripción
Índice de erodabilidad del suelo (I)	La pérdida potencial de suelo en megagramo por acre (o hectárea) por año en un campo sin protección y aislado con una superficie desnuda, lisa y sin costras (Woodruff y Siddoway, 1965).
Factor climático (C)	Expresa la erosividad climática de un lugar específico en relación con la erosividad climática de una localidad estándar de Kansas (Garden City). Define las condiciones climáticas locales (Woodruff y Siddoway, 1965).
Rugosidad de la cresta del suelo (K)	Es una medida de la rugosidad de la superficie del suelo. Es la rugosidad natural o artificial de la superficie del suelo en forma de crestas o pequeñas ondulaciones (Woodruff y Siddoway, 1965).
Longitud del campo (L)	La longitud de campo equivalente es la distancia del campo sin protección a lo largo de la dirección predominante del viento.
Factor de cobertura vegetal (V)	Expresa el efecto de la cobertura vegetal sobre la erosión eólica.
Erosión eólica potencial	Expresa la erosión eólica (en $\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) para un suelo sin rugosidad (crestas o pequeñas ondulaciones), sin cobertura vegetal, y con la longitud máxima de campo para desarrollar el máximo flujo de masa horizontal.
Índice de pérdida de suelo	Es el cociente entre la pérdida de suelo con cobertura vegetal y un suelo desnudo y liso, lo que indica la erosión eólica relativa de un suelo con cobertura vegetal con respecto a un suelo desnudo y liso (Mendez et al., 2008).

Tabla 5. (Cont.) Definición de los parámetros medidos y estimados

Erosión eólica actual	Es la erosión eólica para un suelo ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) con un índice de erodabilidad del suelo, factor climático, cobertura vegetal, rugosidad (crestas u ondulaciones pequeñas) y longitud de campo específicos. En nuestro estudio se consideró un suelo sin rugosidad y con la máxima longitud de campo para desarrollar el máximo flujo de masa horizontal. Los suelos agrícolas y los caminos rurales sin pavimentar no tenían surcos, y las pequeñas ondulaciones se consideraron despreciables.
Eficiencia de emisión de PM10	Es la relación entre la emisión de PM10 y la cantidad total de material erosionado por el viento. Expresa la cantidad de PM10 emitida ( $\mu\text{g}$ ) por unidad de material erosionado por el viento (en gramos).
Emisión actual de PM10	Es el PM10 emitido para un suelo ( $\text{g ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) con un índice de erodabilidad del suelo, factor climático, cobertura vegetal, rugosidad (crestas o pequeñas ondulaciones) y longitud de campo específicos. En nuestro estudio se consideró un suelo sin rugosidad y con la máxima longitud de campo para desarrollar el máximo flujo de masa horizontal. Los suelos agrícolas y los caminos rurales sin pavimentar no tenían surcos, y las pequeñas ondulaciones se consideraron despreciables.
Glifosato y AMPA transportado en las PM10	La cantidad de glifosato y AMPA transportados en el PM10 emitido desde un suelo con un índice de erodabilidad, factor climático y cobertura vegetal, rugosidad (crestas u ondulaciones pequeñas) y longitud del campo específico.

### 2.4.1.1 Erosión eólica actual

La erosión eólica actual se estimó utilizando la ecuación de erosión eólica (Woodruff y Siddoway, 1965) que fue calibrada para las condiciones de la región semiárida de Argentina por Panebianco y Buschiazzo (2008). La ecuación de erosión eólica considera los siguientes parámetros: el índice de erodabilidad del suelo, el factor climático, el factor de cobertura vegetal, el factor de rugosidad y la longitud del campo en la dirección predominante de los vientos (Tabla 5). El índice de erodabilidad del suelo se determinó para cada suelo a partir de la fracción no erosionable (agregados >0,84 mm) siguiendo el procedimiento descrito por Woodruff y Siddoway (1965). La fracción no erosionable se obtuvo restando la fracción erosionable del 100 % (ecuación 1). El factor climático (C) define las condiciones climáticas locales. Panebianco y Buschiazzo (2008) determinaron tres factores climáticos para la región pampeana semiárida de Argentina. Estos autores indicaron que el factor climático está regulado principalmente por las precipitaciones y establecieron un factor climático para un año seco (C: 168), normal (C: 11,75) y húmedo (1,72), los cuales fueron utilizados en el presente estudio.

Considerando el índice de erodabilidad del suelo y los factores climáticos, se calculó la erosión eólica potencial (definida en la Tabla 5) para un año seco, normal y húmedo usando la siguiente ecuación (Woodruff y Siddoway, 1965):

$$EEP = I * C \qquad \text{Ec. 9}$$

donde EEP es la erosión eólica potencial, I es el índice de erodabilidad del suelo y C es el factor climático.

Se consideraron todos los suelos sin rugosidad por la ausencia de crestas y porque las pequeñas ondulaciones fueron insignificantes, además se consideró la máxima longitud de campo para desarrollar el máximo flujo de masa horizontal. El efecto de la cobertura vegetal se estimó utilizando el índice de pérdida de suelo (definido en la Tabla 5), que se calculó utilizando la ecuación 10 desarrollada para las condiciones locales por Mendez y Buschiazzo (2008).

$$IPS = e^{0,0605 pcv} \quad \text{Ec. 10}$$

donde IPS es el índice de pérdida de suelo y pcv es el porcentaje de cobertura vegetal.

A partir de la erosión eólica potencial y el índice de pérdida de suelo, se calculó la erosión eólica actual (EEA) con la siguiente ecuación:

$$EEA = EEP * IPS \quad \text{Ec. 11}$$

Para obtener un único valor de eficiencia de emisión por suelo, los 5 valores medidos en las 5 repeticiones de cada suelo fueron promediados. Este valor junto con la erosión eólica actual fue utilizado para estimar la cantidad de PM10 emitidas por hectárea de suelo erosionado siguiendo la ecuación 12:

$$\text{Emisión actual} = EE * EEA \quad \text{Ec. 12}$$

Finalmente se estimó la cantidad de glifosato y AMPA transportado en el PM10 emitido desde los suelos erosionados, utilizando las ecuaciones 13a y 13b:

$$GLYt = [GLY]PM10 * Emisión actual \quad \text{Ec. 13a}$$

$$AMPAt = [AMPA]PM10 * Emisión actual \quad \text{Ec. 13b}$$

donde GLYt y AMPAt es la cantidad de glifosato y AMPA transportado desde una hectárea de suelo erosionado y [GLY] PM10 [AMPA] PM10 es la concentración de glifosato y AMPA en el PM10.

## 2.5 Metodología propuesta para validar la hipótesis 3b

Se tomaron muestras de suelos en los departamentos de Trenel y de Quemú Quemú. Para cada ubicación, se seleccionaron dos suelos agrícolas y dos caminos rurales sin pavimentar. Para cada suelo se tomaron 3 repeticiones y se les determinó el contenido de MO y textura siguiendo la metodología explicada en 2.2. Las características de cada suelo se presentan en la Tabla 6. Se colectó el PM10 de cada muestra de suelo siguiendo lo detallado en el punto 2.3.1. Se realizó el análisis de elementos totales y disponibles siguiendo la metodología explicada en 2.4.2, tanto a las muestras de suelo como a las muestras de PM10.

Tabla 6. Principales características de los suelos analizados.

Suelo	Repetición	MO	Arena	Limo	Arcilla	Clasificación textural	
Trenel	LA	3	2,3	48,7	41,3	10,0	Franco
	LA	3	2,3	59,9	32,8	7,3	Franco arenoso
	CR	3	0,4	76,7	15,3	8,0	Franco arenoso
	CR	3	0,8	68,4	25,0	6,7	Franco arenoso
Quemú	LA	3	3,5	64,3	31,0	4,7	Franco arenoso
	LA	3	2,2	76,7	18,6	4,7	Arenoso franco
	CR	3	0,5	89,3	7,3	3,3	Arenoso
	CR	3	0,2	89,3	5,4	5,3	Arenoso

Donde LA es lote agrícola y CR es camino rural.



#### **2.4.2 Análisis de elementos en muestras de suelo y de PM10**

Para el análisis de elementos Cu, Mn, Ni y Fe, se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica (Perkin Elmer). La extracción de elementos totales se realizó siguiendo el procedimiento que se detalla a continuación: se pesó 0,5 g de muestra (suelo o PM10) en un crisol, se incineró en mufla durante 2 horas a 550 °C y se dejó enfriar hasta el día siguiente. El contenido del crisol se pasó a un tubo de ensayo y se le incorporó 6 ml de HCL al 38 % y 2 ml de ácido nítrico al 65 %. Posteriormente se colocaron en el baño termostático seco durante 2 horas a 116 °C (Fig. 10). Una vez frío, se llevó a 50 ml con ácido nítrico 2 M (Schiliching et al., 1995). Por último, se trasvasó el contenido a un frasco de plástico (cristal Polistor 45 PST) para su posterior lectura en el espectrofotómetro de absorción atómica.

El análisis de Fe disponible se llevó a cabo a través del método por oxalato en oscuridad. La técnica consistió en pesar 1 g (0,5 g) de muestra de suelo (PM10) en un Erlenmeyer, agregar 50 ml (25 ml) de solución extractiva de oxalato y colocarla en un agitador mecánico durante 2 h en oscuridad. Una vez frío y previo filtrado, se envasó en un frasco de plástico (cristal Polistor 45 PST) para su posterior lectura en el espectrofotómetro de absorción atómica.

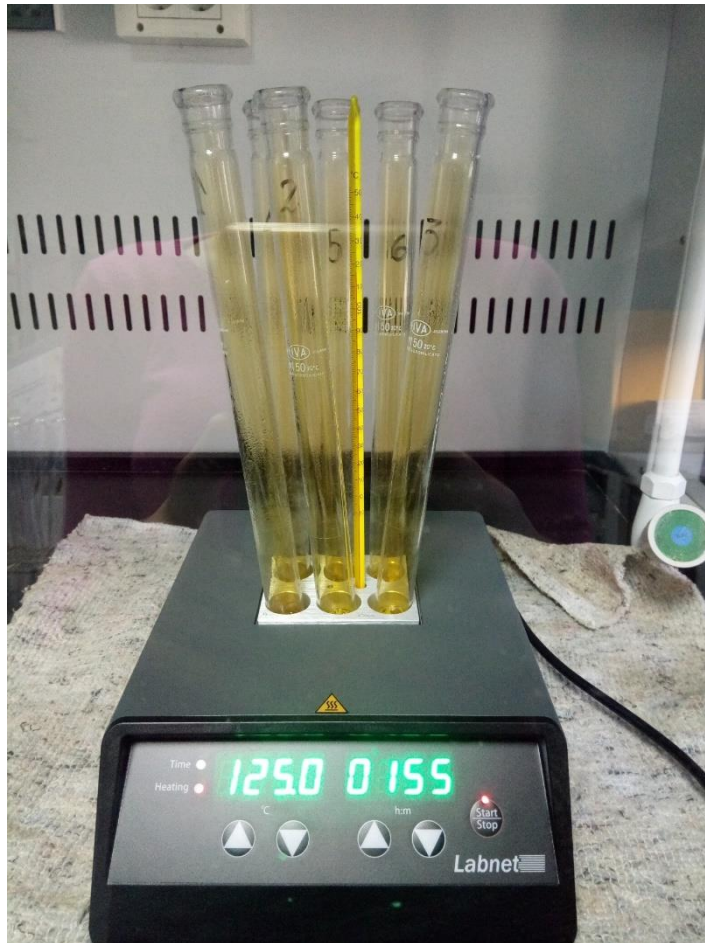


Figura 10. Baño termostático seco en funcionamiento.

#### 2.4.2.1. Tasa de Enriquecimiento

Se calculó la tasa de enriquecimiento para cada uno de los elementos analizados (Cu, Mn, Ni y Fe) siguiendo la ecuación:

$$TE_x = \frac{C_{xPM10}}{C_{xS}} \quad \text{Ec. 14}$$

donde,  $TE_x$  es la tasa de enriquecimiento del elemento "x",  $C_{xPM10}$  es la concentración del elemento "x" en la muestra de PM10 y  $C_{xS}$  es la concentración del elemento "x" en la muestra de suelo.

## 2.4 Análisis Estadísticos

Para la hipótesis 1 se comparó el contenido de arena, limo, arcilla, MO y FE entre suelos, así como la eficiencia de emisión de PM10 entre suelos y entre fracciones de agregados. La diferencia entre las medias se probó con ANOVA y LSD Fisher a un nivel de significancia de 0,01 usando el programa InfoStat (Di Rienzo et al., 2002). La desviación estándar se calculó con Microsoft Excel. Se realizó un análisis de regresión lineal simple utilizando el programa Microsoft Excel.

Para la hipótesis 2 se comparó el contenido de glifosato y AMPA en el PM10 y en el suelo entre los distintos manejos del suelo (agrícolas, agrícolas-ganaderos y ganaderos). La diferencia entre las medias se probó con ANOVA y LSD Fisher a un nivel de significancia de 0,05 usando el programa InfoStat (Di Rienzo et al., 2002). La desviación estándar se calculó con Microsoft Excel.

Para la hipótesis 3a se comparó el contenido de glifosato y AMPA en el PM10 y en el suelo y la eficiencia de emisión de PM10 entre las superficies del suelo (agrícolas, caminos rurales internos y caminos rurales vecinales). Se comparó también la emisión actual de PM10 y el contenido de glifosato y AMPA transportado en el PM10 entre las superficies de suelo dentro de cada condición climática (año seco, año normal y año húmedo). La diferencia entre las medias se probó con ANOVA y LSD Fisher a un nivel de significancia de 0,05 usando el programa InfoStat (Di Rienzo et al., 2002). La desviación estándar se calculó con Microsoft Excel.

Para la hipótesis 3b se comparó el contenido de elementos (Fe disponible, Fe, Mn, Cu y Ni totales) en el suelo y en el PM10 entre las superficies de suelo

(lotes agrícolas y caminos rurales sin pavimentar) dentro de cada sitio de muestreo (Trenel y Quemú Quemú). A su vez se comparó las tasas de enriquecimiento de cada elemento entre las superficies de suelo dentro de cada sitio de muestreo. La diferencia entre las medias se probó con ANOVA y LSD Fisher a un nivel de significancia de 0,05 usando el programa InfoStat (Di Rienzo et al., 2002). La desviación estándar se calculó con Microsoft Excel.

# **CAPÍTULO 3**

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### 3.1 Resultados para validar la hipótesis 1

Hipótesis 1. *La emisión potencial de un suelo aumenta con el contenido de limo.*

Los contenidos de materia orgánica (MO) de los suelos utilizados para validar la hipótesis 1 oscilaron entre 2,0 % (S7) y 3,2 % (S2) (Tabla 1). Valores similares fueron reportados por estudios previos en suelos con manejo similar (Hevia et al., 2007; Quiroga et al., 2007). Diferencias estadísticas en el contenido de MO fueron encontradas entre el suelo S2 y los suelos S6 y S7 (Tabla 1). Los suelos utilizados mostraron contenidos de arena que variaron entre 45,5 % (S2) y 78,0 % (S7). El contenido de arena de los suelos S1 y S2 fueron estadísticamente diferentes a las de los S4, S6 y S7 (Tabla 1). Los contenidos de limo oscilaron entre 17,6 % (S7) y 45,7 % (S2), encontrándose diferencias estadísticas entre el suelo S7 y los suelos S1, S2, S3 y S5 (Tabla 1). Los contenidos de arcilla en los suelos analizados variaron de 4,4 % (S7) a 10,4 % (S1), existiendo diferencias estadísticas entre los suelos S1, S6 y S7 (Tabla 1).

La distribución de agregados en seco mostró que las fracciones de agregados predominantes en los suelos analizados fueron la 6,4 – 19,2 mm, >19,2 mm y, <0,42 mm (Fig. 11). Al comparar cada una de estas fracciones entre los suelos, se observó que la fracción >19,2 mm fue mayor en S5 y menor en los suelos S2 y S7 (Fig. 11). La fracción 6,4 – 19,2 mm fue mayor en los suelos S1 y S2 y menor en los suelos S3 y S4 (Fig. 11). Mientras que, la fracción <0,42 mm fue mayor en el S7 y menor en S1 (Fig. 11).

La fracción erosionable (FE, agregados menores a 0,84 mm) osciló entre 14 % (S1) y 42 % (S7) (Tabla 1). La menor FE en S1 fue consecuencia de la

menor proporción de agregados <0,42 mm, mientras que el S7 con la FE más alta, presentó el mayor porcentaje de agregados <0,42 mm (Fig. 11). El S3 con una FE intermedia, se diferenció significativamente del S1 y S7 (Tabla 1).

Los valores de estabilidad estructural en seco del suelo (EES) oscilaron entre 75 % (S7) y 95,2 % (S1). La menor EES en S7 se debe a su alto contenido de arena y bajos valores de arcilla y MO (Tabla 1). Al respecto, Avecilla et al. (2017) encontró que la agregación de los suelos y la EES disminuyen cuando disminuyen los contenidos de arcilla y MO. La EES de cada fracción de agregados (EESf) decreció con el tamaño de los agregados (Fig. 12). Las menores EESf se observaron en el S7 (Fig. 12).

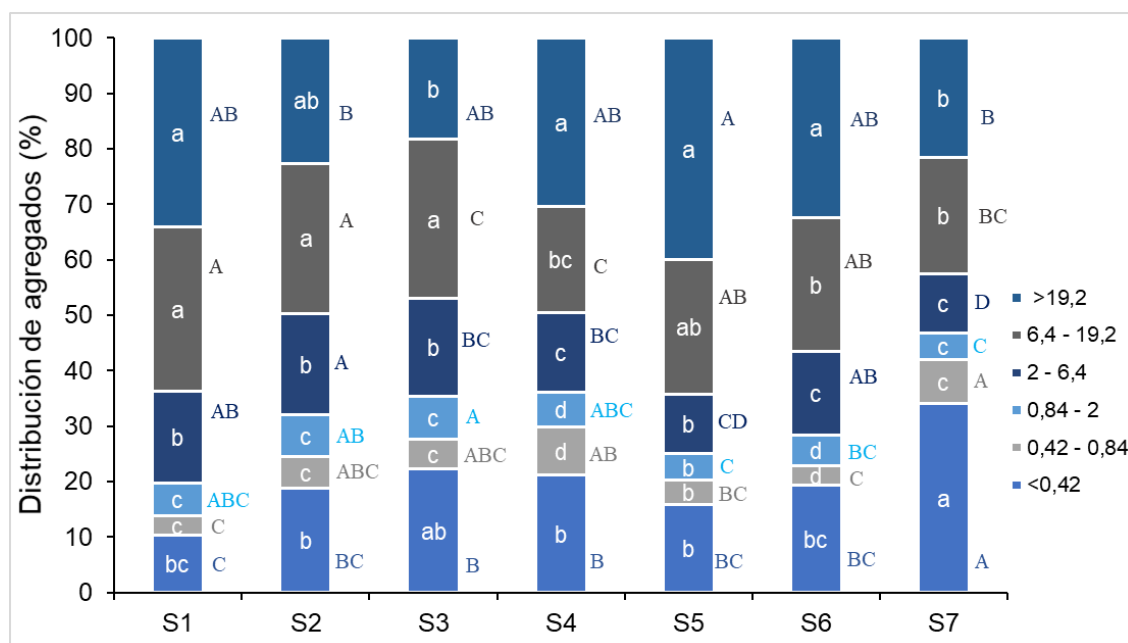


Figura 11. Distribución del tamaño de agregados (mm) de las muestras de suelo. Letras minúsculas y mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre las fracciones de agregados de un suelo y entre fracciones de igual tamaño de los diferentes suelos, respectivamente ( $p < 0,01$ ).

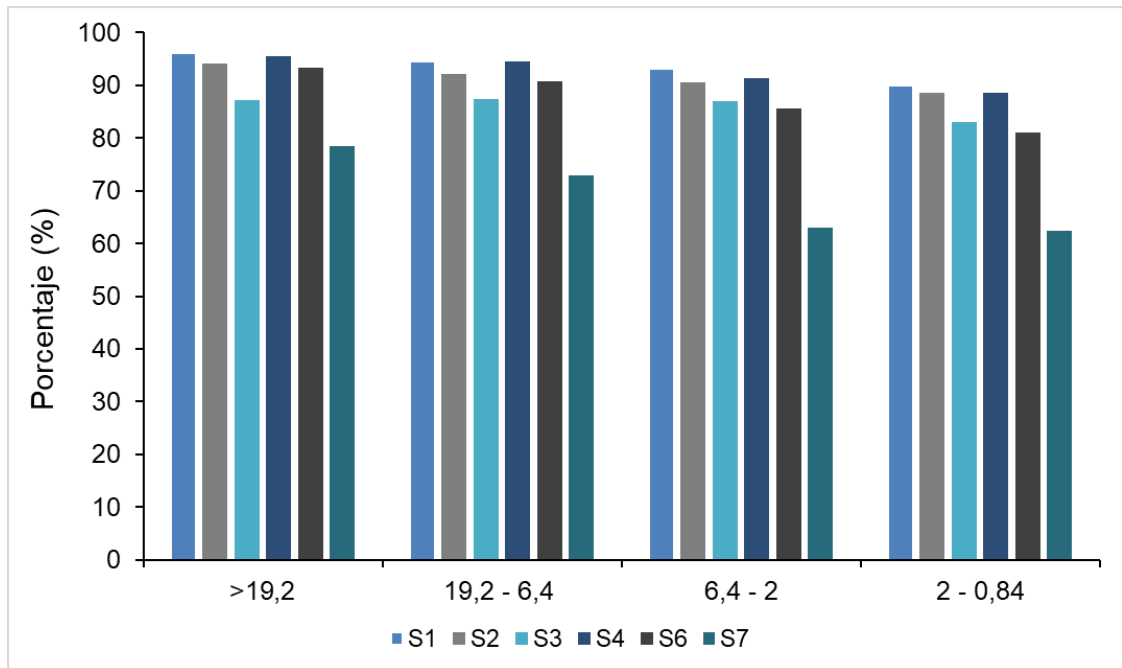


Figura 12. Estabilidad estructural de las fracciones de agregados de los diferentes suelos analizados.

La eficiencia de emisión de PM<sub>10</sub> (EE) medida en los suelos tamizados por 2 mm, osciló entre 2,5  $\mu\text{g g}^{-1}$  (S5) y 15,4  $\mu\text{g g}^{-1}$  (S7) (Fig. 13). La EE de PM<sub>10</sub> del S7 que fue la más alta, se diferenció estadísticamente del resto de los suelos (Fig. 13). Los suelos con textura franca (S1, S2 y S3) presentaron valores de EE de PM<sub>10</sub> similares entre sí mientras que, en el caso de los suelos con textura franco arenoso, el S6 se diferenció estadísticamente de los suelos S4 y S5. La EE de S6 fue entre 2,1 y 3,2 veces mayor que la EE de S4 y S5 respectivamente (Fig. 13).



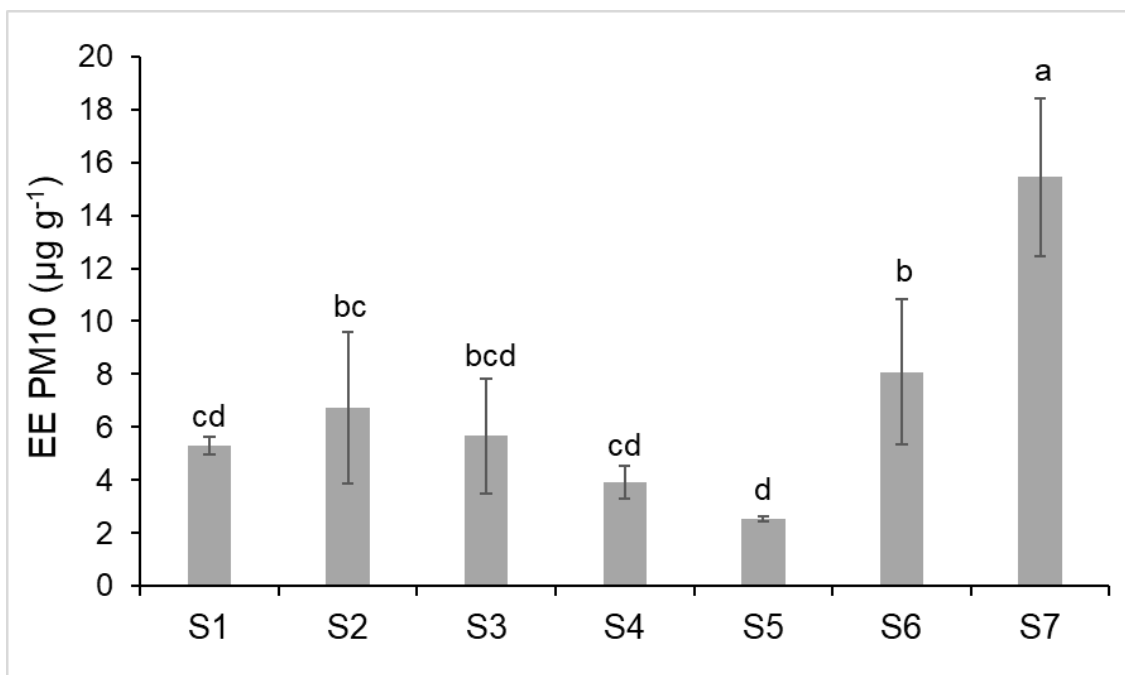
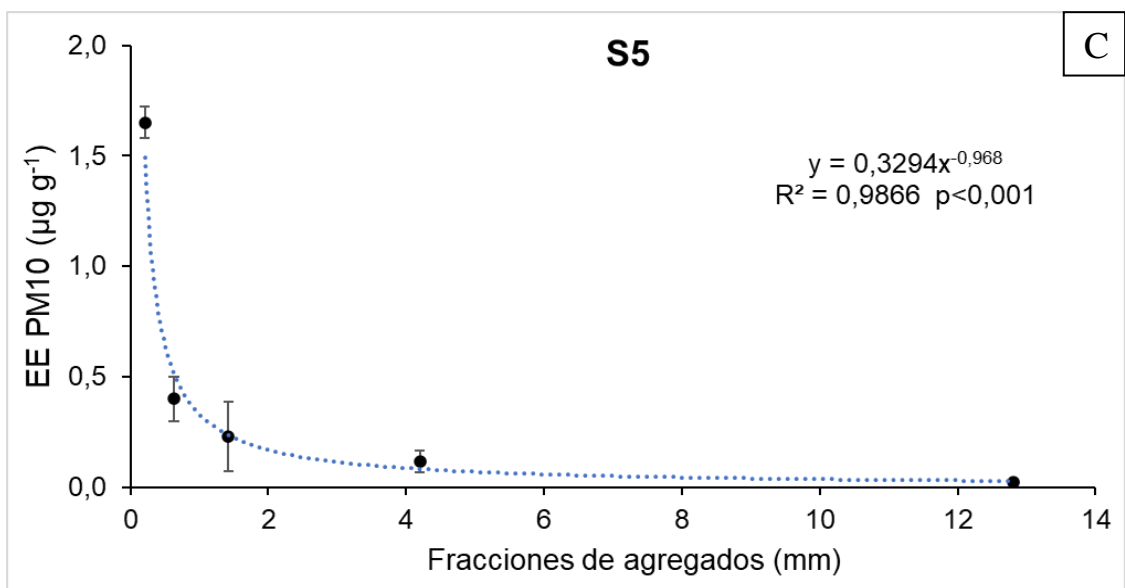
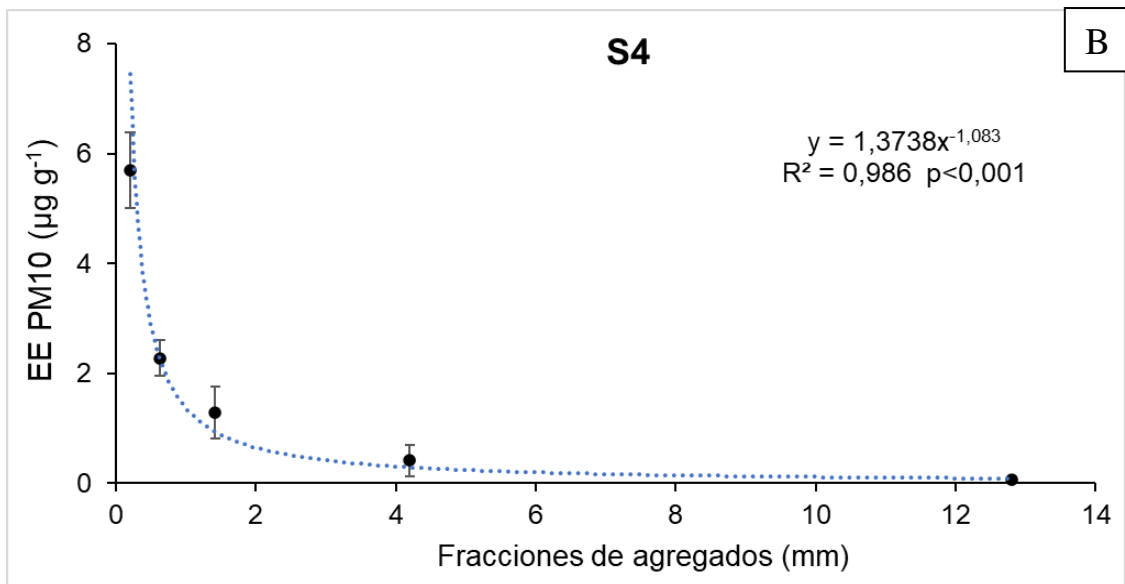
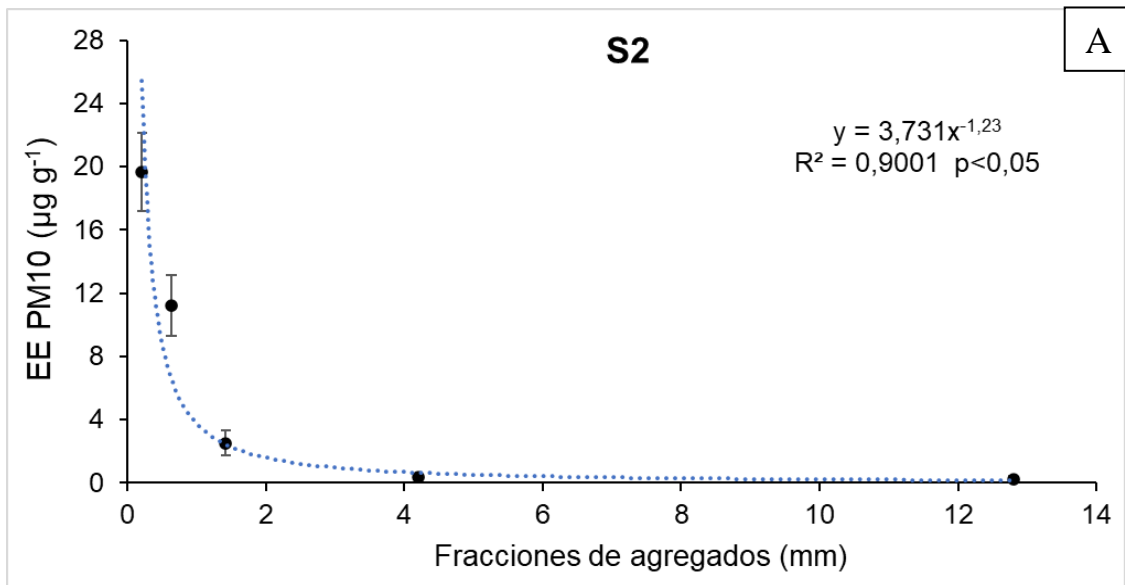


Figura 13. Eficiencia de emisión de PM10 (EE  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) para cada suelo. Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticas significativas entre suelos ( $p < 0,01$ ). Las barras indican la desviación estándar.

En general los resultados de EE PM10 de los suelos francos fueron mayores a las de los suelos franco arenoso (Fig. 13). Esto coincide con los resultados obtenidos por AVECILLA et al. (2018) donde el suelo de textura franca tuvo mayor eficiencia de emisión que el suelo de textura franco arenoso. Por otra parte, la mayor EE PM10 del S7 no era esperada a causa de su textura arenoso franco, sin embargo, este suelo presentó las menores estabilidades estructurales tanto en el suelo original como en las distintas fracciones de agregados (Tabla 1, Fig. 12). Una menor estabilidad estructural de los agregados implica que estos se rompan más fácilmente en la cámara de generación, generando así una mayor superficie de contacto y como consecuencia de esto, una mayor emisión de PM10.

La EE de PM10 en las fracciones de agregados ( $EE_{fa}$ ) fue medida en los S2, S4, S5, S6 y S7. A causa del aislamiento producto del Covid-19, no se pudo medir la  $EE_{fa}$  de los suelos S1 y S3. La  $EE_{fa}$  mostró que la fracción  $<0,42$  mm fue la de mayor EE en todos los suelos analizados, mientras que la fracción  $>19,2$  mm fue la de menor EE, a excepción de los suelos S5 (6,4 – 19,2 mm) y S7 (2 – 6,4 mm) (Fig. 14). En todos los suelos se encontró una relación inversa entre la EE y el tamaño de la fracción de agregados (Fig. 14). Los mismos resultados fueron encontrados para un suelo franco arenoso de la RSPC bajo siembra directa (el mismo manejo utilizado en los suelos analizados para la hipótesis 1) en el que analizó las emisiones de PM10 de las distintas fracciones de agregados (Mendez et al., 2015). El aumento en la EE de PM10 al disminuir el tamaño de la fracción es explicado por la mayor superficie específica de los agregados más pequeños. Esto implica más superficie de contacto permitiendo una mayor liberación de PM10 al impactar contra la cámara de generación y entre las mismas partículas. En otro estudio donde se utilizaron suelos de arena fina, franco arcillo arenoso y franco arcilloso y tiempos de simulación superiores a los utilizados en esta tesis (20 minutos más de simulación respecto de los usados en esta tesis), se encontró que las fracciones intermedias (aquellas entre 0,84 y 6,4 mm) presentaron las emisiones de PM10 más altas y las fracciones más pequeñas tuvieron las emisiones más bajas (Amante-Orozco, 2000). Las diferencias en las EE de PM10 de las fracciones entre ambos estudios se debieron a los tiempos de simulación utilizados en cada trabajo.



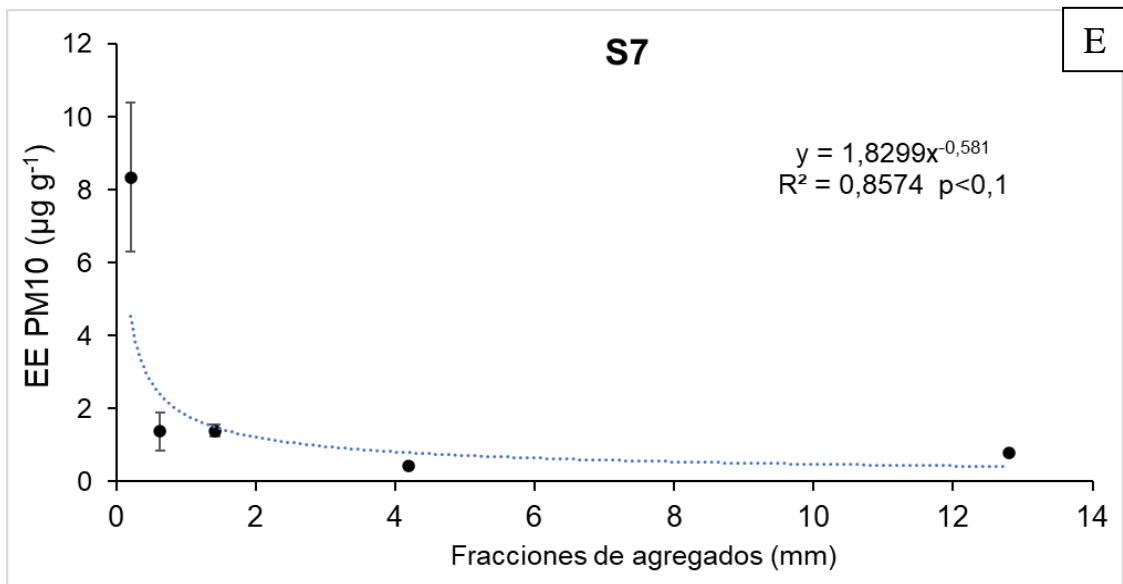
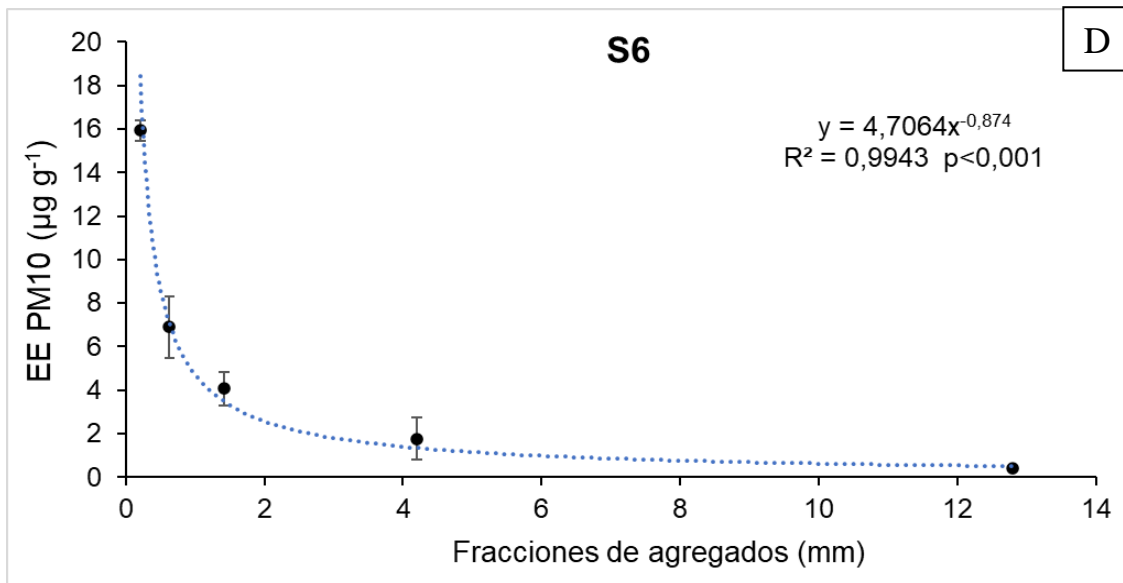


Figura 14. Emisión de PM10 de cada fracción de agregados de los distintos suelos.

Las curvas de emisión (emisión de PM10 en función del tiempo) de cada fracción de agregados presentan diferencias marcadas. Las fracciones de menor tamaño tienen un pico de emisión poco después de comenzar la simulación, mientras que, las fracciones de mayor tamaño muestran un incremento sostenido de la emisión en el tiempo debido a que los agregados se van rompiendo y de esta manera aumenta su superficie de contacto y así su emisión (Fig. 15). Debido a esto, los menores tiempos de simulación favorecen la EE PM10 de las fracciones de menor tamaño. Mayores tiempos de simulación favorecen la emisión de las fracciones de mayor tamaño. Sin embargo, tiempos prolongados de simulación, constituyen una transferencia exagerada de energía a los agregados que no es representativa de lo que les ocurre a los agregados durante las operaciones de labranzas y procesos erosivos. De acuerdo con Gill et al. (2006) las diferencias en la duración de los experimentos son una de las principales causas que limitan la comparación de los resultados de los estudios de emisión de PM10.

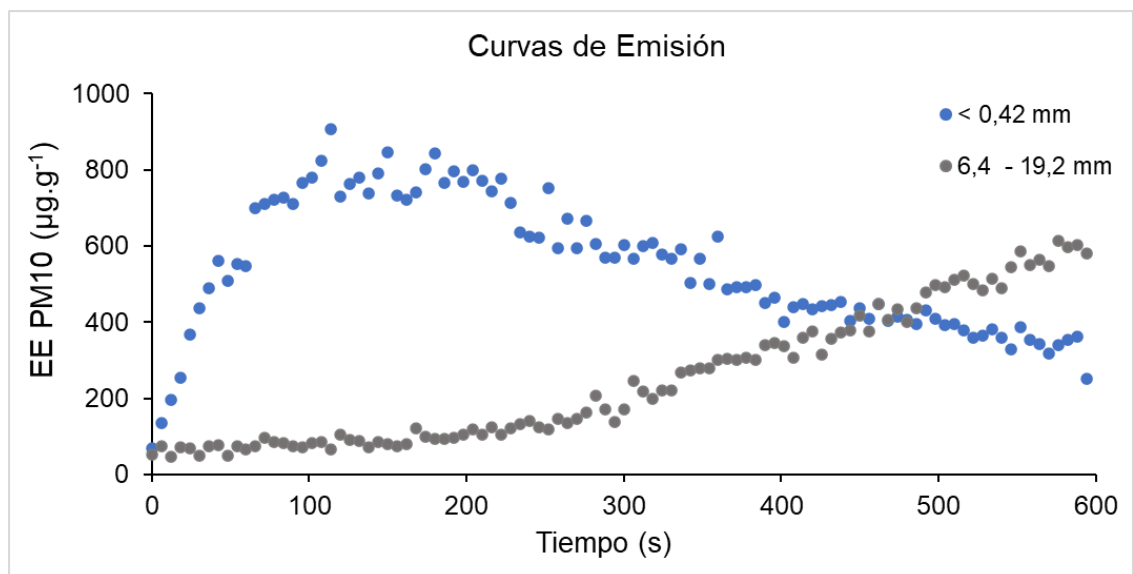


Figura 15. Curvas de emisión (EE de PM10 en función del tiempo) de las fracciones de agregados <0,42 mm y 6,4 – 19,2 mm.

Además de la capacidad de emisión de PM10 que tiene cada fracción de agregados, es la proporción en la que cada fracción esté presente en el suelo la que determinará qué cantidad de PM10 emitirá un suelo al erosionarse. La EE<sub>2</sub> de PM10 obtenida de la suma de las contribuciones de cada fracción de agregados (CFA), osciló entre 0,4 µg g<sup>-1</sup> (S5) y 5,1 µg g<sup>-1</sup> (S2) (Fig. 16). La EE<sub>2</sub> de PM10 del S2 se diferenció estadísticamente de las EE<sub>2</sub> de PM10 de los suelos S7, S4 y S5 (Fig. 16). En los suelos de textura franco arenoso (S4, S5 y S6), existieron diferencias estadísticas entre la EE<sub>2</sub> de PM10 del S6 y del S5, siendo 8,4 veces mayor la EE<sub>2</sub> de PM10 del S6. La EE<sub>2</sub> es un indicador de la emisión de PM10 que se generaría con las labranzas, ya que estas involucran la movilización de todas las fracciones de agregados, su destrucción y la consecuente emisión de PM10 (Mendez et al., 2015).

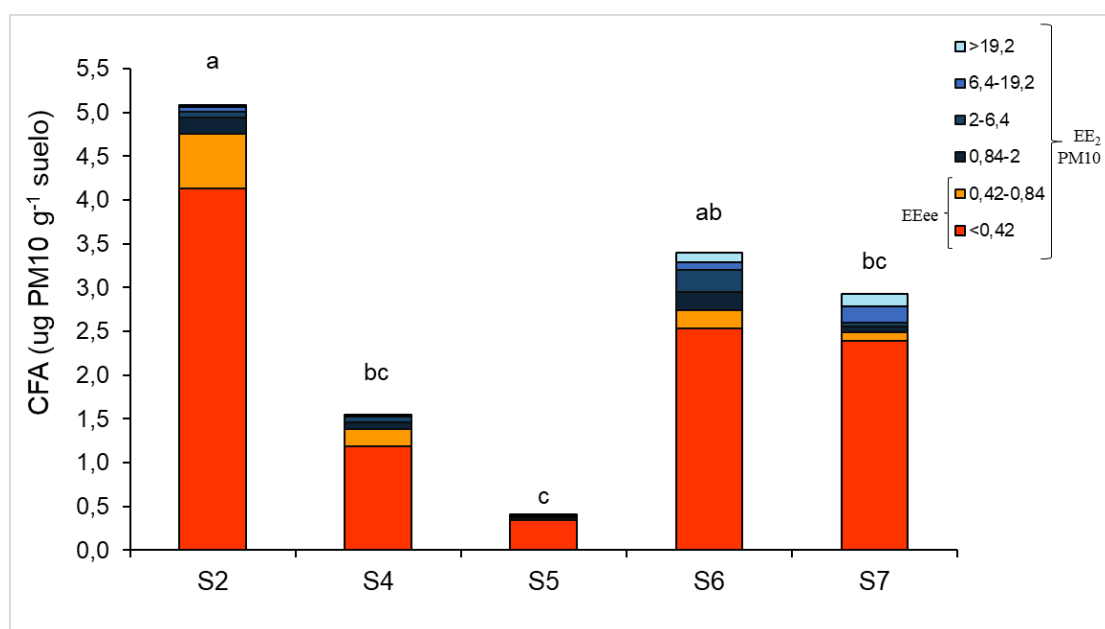


Figura 16. Contribución de cada fracción de agregado a la emisión total de los suelos (CFA). Donde EE<sub>2</sub> PM10 indica la eficiencia de emisión de PM10 de todo el suelo y EFE indica la eficiencia de emisión de la fracción erosionable. Letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticas significativas entre los suelos (p<0,01).

En todos los suelos la fracción <0,42 mm fue la que mayor aporte generó a la emisión total de los suelos (Fig. 16), representando entre un 75 % (S6) y un 84 % (S5) de la EE<sub>2</sub> de PM10. La proporción de la fracción <0,42 mm fue significativamente mayor en el S7 (Fig. 11), sin embargo, la EE<sub><0,42 S7</sub> (Fig. 14 E) fue menor a la EE<sub><0,42</sub> de los S2 y S6 (Fig. 14 A y 14 D). Esto generó que la EE<sub>2</sub> de PM10 del S7 sea menor que la de los S2 y S6, existiendo diferencias estadísticas entre S2 y S7 (Fig. 16). La contribución del resto de las fracciones de agregados a la EE<sub>2</sub> de PM10 estuvo muy por debajo a la contribución de la fracción menor a 0,42 mm y las diferencias entre suelos en el resto de las fracciones no afectaron de manera sustancial la emisión total del suelo. Si se tiene en cuenta que la CFA de la fracción <0,42 mm representó en promedio un 80 % de la EE<sub>2</sub> de PM10 y un 91 % de la EFE (Fig. 16) de los suelos, la CFA de los agregados <0,42 mm pueden ser un buen indicador de la emisión potencial de todo el suelo. A la misma conclusión arribaron Mendez et al. (2015) en un estudio exploratorio donde se utilizó un solo suelo.

Se compararon los resultados de eficiencia de emisión obtenidos entre las dos metodologías utilizadas. Se encontró una correlación lineal significativa entre la EE de PM10 y la EE<sub>2</sub> de PM10 de S2, S4, S5, S6 y S7 (Fig. 17). La EE de PM10 calculada con los suelos tamizados por 2 mm fue mayor (el doble) a la EE<sub>2</sub> PM10. Estos resultados son coherentes debido a que al tamizar las fracciones de agregados 2 – 6,4 mm, 6,4 – 19,2 mm y >19,2 mm por un tamiz de 2 mm, el PM10 que se encuentra en el interior de los agregados queda liberado y expuesto a la emisión. En cambio, al medir la emisión de las fracciones de agregados, en caso de las fracciones >2 mm la emisión va a depender de la

ruptura que alcance a tener el agregado durante el tiempo de simulación, de modo que la EE de PM10 obtenida a partir de esta metodología, va a ser menor.

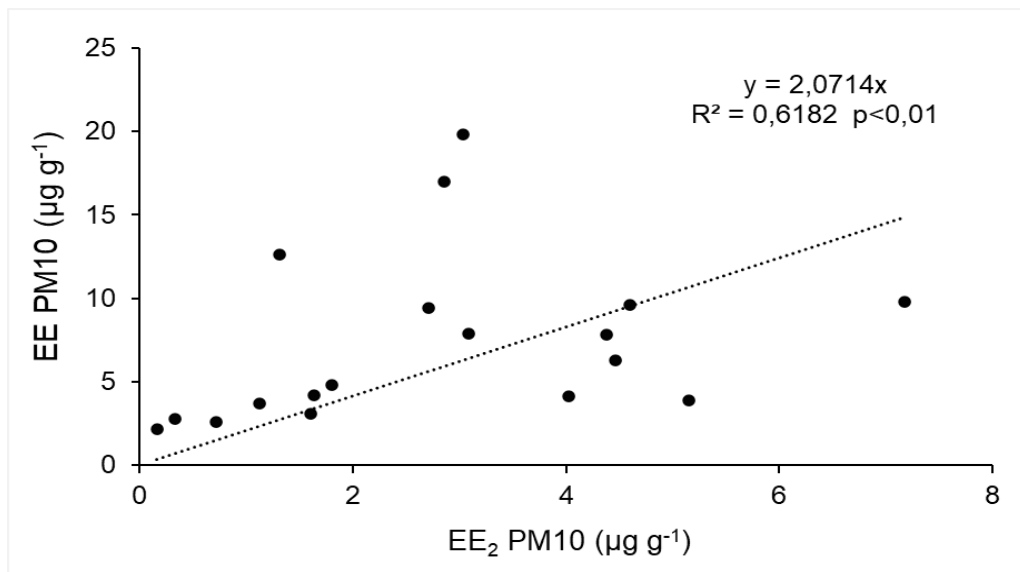


Figura 17. Relación entre la eficiencia de emisión de PM10 calculada a partir del suelo tamizado por 2 mm (EE PM10) y la eficiencia de emisión de PM10 obtenida a partir de la suma de las eficiencias de emisión de PM10 de las distintas fracciones de agregados del suelo (EE<sub>2</sub> PM10).

La EE de PM10 calculada a partir del suelo tamizado por 2 mm con el EDG, ha sido comparada con la eficiencia de emisión obtenida a campo en dos suelos agrícolas de la RSCA de textura franco y arenoso franco (Avecilla et al., 2018). Los resultados obtenidos por estos autores demostraron que la EE de PM10 calculada con el EDG, subestimó los valores en relación con la eficiencia de emisión de PM10 obtenida a campo. Sin embargo, las tendencias generales se mantuvieron con ambas metodologías, debido a que el suelo de textura franco presentó las mayores eficiencias de emisión y el suelo de textura arenoso franco, presentó los menores valores de eficiencia de emisión de PM10 (Avecilla et al., 2018). Teniendo en cuenta los resultados de este estudio y, que la EE de PM10 fue mayor que la EE<sub>2</sub> de PM10, la eficiencia de emisión calculada a partir de la



sumatoria de la CFA, subestimaría aún más los resultados de eficiencia de emisión que aquellos medidos a campo. Sin embargo, la eficiencia de emisión de la fracción de agregados  $<0,42$  mm (Fig. 14 A, B, C y D) es mayor a la EE PM10 (Fig. 13). Como las partículas que se mueven por saltación (0,2 – 0,5 mm) son las principales responsables de la emisión de PM10, la eficiencia de emisión de PM10 de la fracción de agregados  $<0,42$  mm, puede ser un mejor indicador al no subestimar tanto la eficiencia de emisión medida a campo como las otras eficiencias emisión (EE y EE<sub>2</sub>).

Estudios previos encontraron una relación lineal entre la máxima emisión de PM10 y el índice limo / (1 + MO) (Aimar, 2016), indicando que los suelos con mayores contenidos de limos presentaron una mayor emisión de PM10. En este estudio, los suelos de textura franco arenoso y arenoso, se muestrearon en diferentes áreas de Argentina de modo que los suelos derivaron de distintos materiales (loess, arenas eólicas y materiales terciarios). En esta tesis en cambio, se utilizaron suelos de origen loésico y los contenidos de materia orgánica y limo fueron mayores a los de Aimar (2016). Los resultados de esta tesis no mostraron una relación entre la emisión potencial de PM10 de los suelos teniendo en cuenta sólo el contenido de limo como se planteó en la hipótesis 1 “*La emisión potencial de un suelo aumenta con el contenido de limo*”. Sí se encontró una relación lineal significativa entre los resultados de emisión potencial de los suelos (EE de PM10) analizados en esta tesis y el índice (arena + limo) / (arcilla + MO) (Fig. 17), que indica que la emisión potencial de PM10 se favorece con el aumento en el contenido de arena y limo mientras que disminuye con el aumento en los contenidos de arcilla y MO. Este índice textural fue calculado a partir de las fracciones granulométricas determinadas por el método de

Bouyoucos. Un estudio previo también encontró para suelos de la RSPC una relación entre el índice (arena + limo) / (arcilla + MO) y la EE PM10 de los suelos (Avecilla et al., 2018), aunque en este caso, los autores utilizaron la pipeta de Robinson para medir la textura de los suelos. Las fracciones granulométricas de los suelos pueden diferir según el método de determinación empleado. Los resultados presentados en esta tesis son los primeros en mostrar una relación entre la EE PM10 de los suelos y las fracciones granulométricas determinadas a partir del método de Bouyoucos.

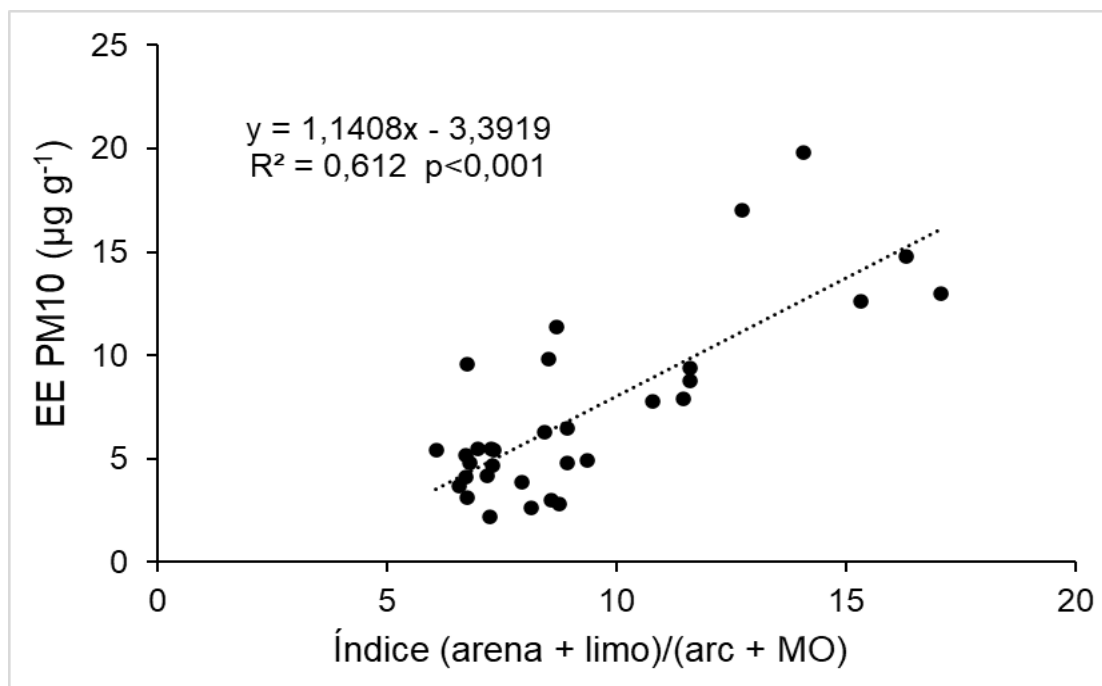


Figura 18. Relación entre la emisión de los suelos (EE PM10) y el índice (arena + limo) / (arcilla + materia orgánica).

### 3.2 Resultados para validar la hipótesis 2<sup>1</sup>

Hipótesis 2. La concentración de glifosato y AMPA en el material respirable emitido es: en suelos agrícolas > suelos agrícolas – ganaderos > suelos de uso ganadero.

Los porcentajes de detección de glifosato y AMPA en el suelo y en el PM10 fueron mayores en suelos agrícolas (100 % de detección en el suelo y en PM10) que en los suelos agrícolas ganaderos y ganaderos (Fig. 19). Estos porcentajes fueron similares a los reportados para suelos del sureste de Entre Ríos, Argentina, bajo agricultura continua con cultivos resistentes al glifosato (Primost et al., 2017). Sin embargo, los porcentajes de detección de glifosato y AMPA fueron superiores a los reportados por Silva et al. (2018) para suelos de la Unión Europea, quienes evaluaron suelos con cultivos industriales sin resistencia a glifosato y sin presencia de soja en la secuencia de cultivo. En los manejos agrícola-ganadero, el porcentaje de detección de glifosato fue 80 % en suelo y 100 % en el PM10; mientras que, el porcentaje de detección de AMPA fue del 100 % en ambos casos. En suelos ganaderos, no se detectó glifosato en el suelo, pero sí en un 83 % de las muestras analizadas de PM10; mientras que, se detectó AMPA en el 67 % de las muestras de suelo y 100 % de las muestras de PM10 (Fig. 19).

---

<sup>1</sup> Los resultados aquí presentados se encuentran publicados en: Ramirez Haberkon, Nancy B.; Aimar, Silvia B.; Aparicio, Virginia C.; Buschiazzo, Daniel E.; De Derónimo, Eduardo; Costa, José L.; Mendez, Mariano J. Management effects on glyphosate and AMPA concentrations in the PM10 emitted by soils of the central semi-arid Región of Argentina. *Aeolian Research*; Año: 2021 vol. 49.



Figura 19. Porcentaje de detección de glifosato y AMPA en PM10 y suelos bajo diferentes sistemas de manejo del suelo (ganaderos, agrícolas-ganaderos y agrícolas).

Los porcentajes de detección de AMPA fueron iguales o mayores que los de glifosato, tanto en las muestras de suelo como de PM10. Los mismos resultados se encontraron en suelos de la Unión Europea donde se compararon los porcentajes de detección de glifosato y AMPA en suelos bajo diferentes sistemas de manejo (Silva et al., 2018).

El contenido de glifosato varió de 11,4 a 154  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en suelos con manejo agrícola y de 0 a 10  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en suelos con manejo agrícola-ganadero (Fig. 20 A). El contenido de AMPA varió de 164 a 2.052  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en suelos con manejo agrícola, de 8 y 283  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en suelos con manejo agrícola-ganadero y de 0 y 24  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en suelos con manejo ganadero (Fig. 20 B). En PM10, el contenido de glifosato osciló entre 1,4 y 561  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en manejo agrícola, entre 8,6 y 52,6  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en manejo agrícola-ganadero y entre 0 y 52,4  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en manejo ganadero (Fig. 21 A). El contenido de AMPA en PM10 osciló entre 386 y 8.117  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en manejo agrícola, entre 89 y 912  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en manejo agrícola-ganadero y entre 95 y 165  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en suelos ganaderos (Fig. 21 B).

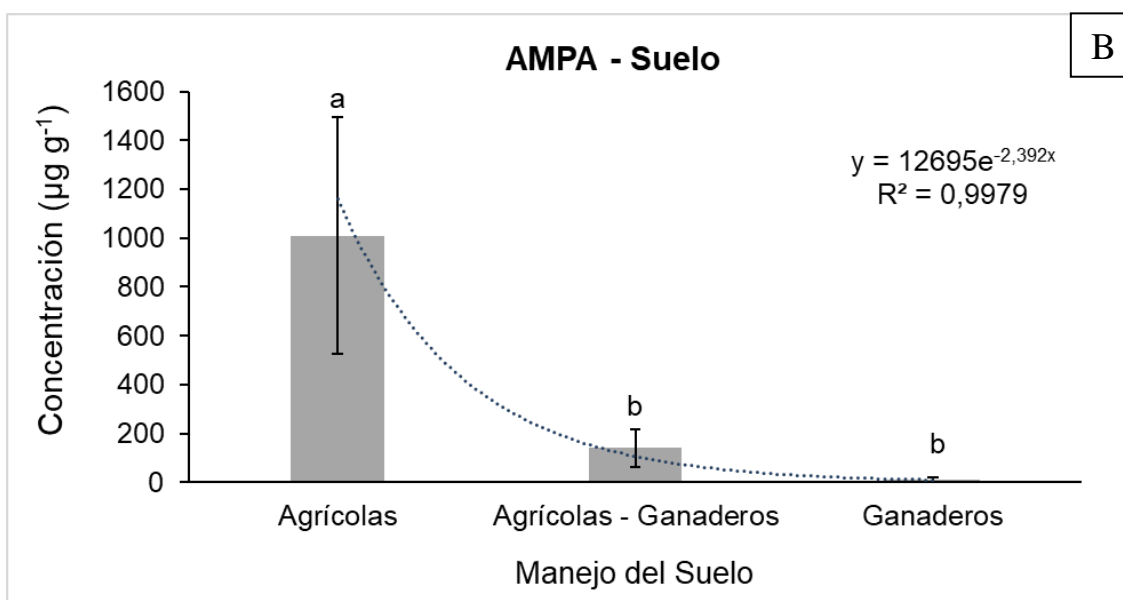
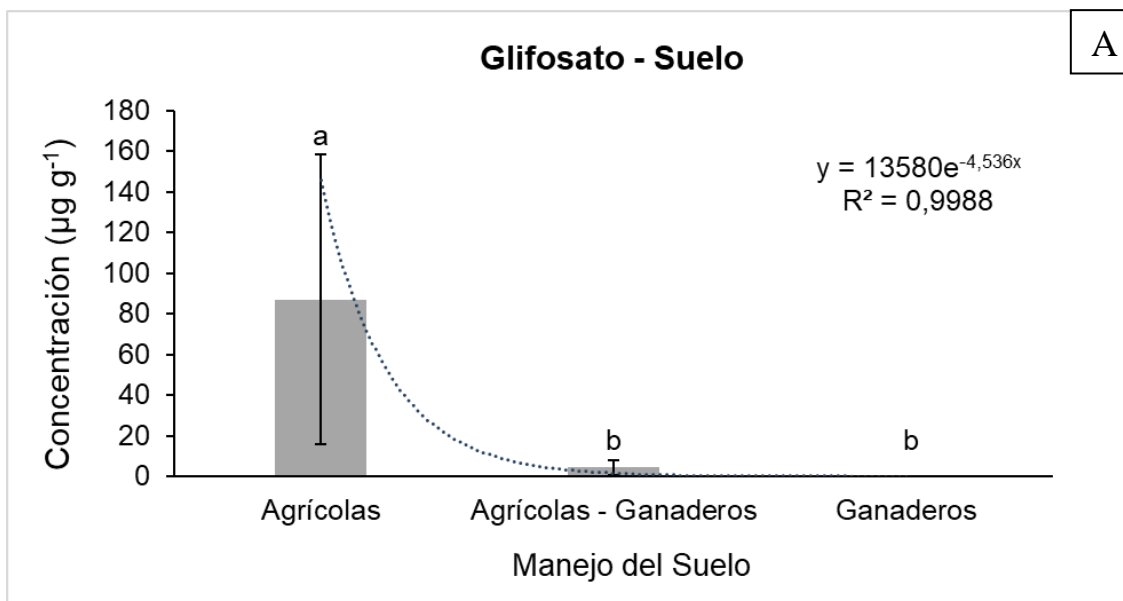


Figura 20. Concentración de glifosato (A) y AMPA (B) en suelos bajo tres sistemas de manejos de suelos diferentes: suelos agrícolas (n = 24 en glifosato; n = 27 en AMPA); suelos agrícolas - ganaderos (n = 15); suelos ganaderos (n = 6). Diferentes letras minúsculas indican diferencias estadísticas entre los sistemas de manejo del suelo ( $p < 0,05$ ). Las barras indican la desviación estándar.

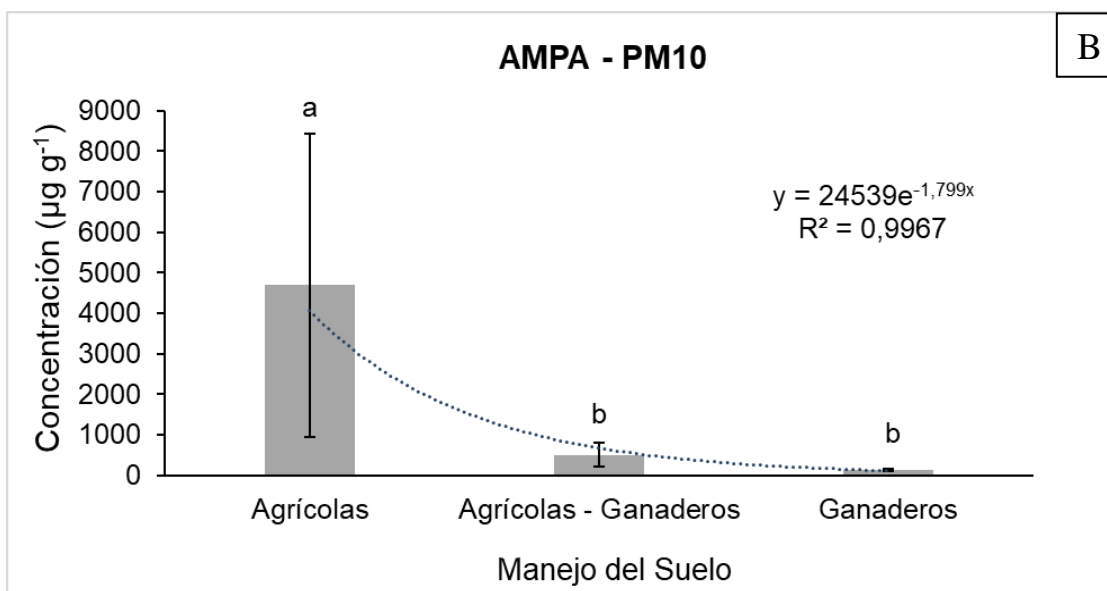
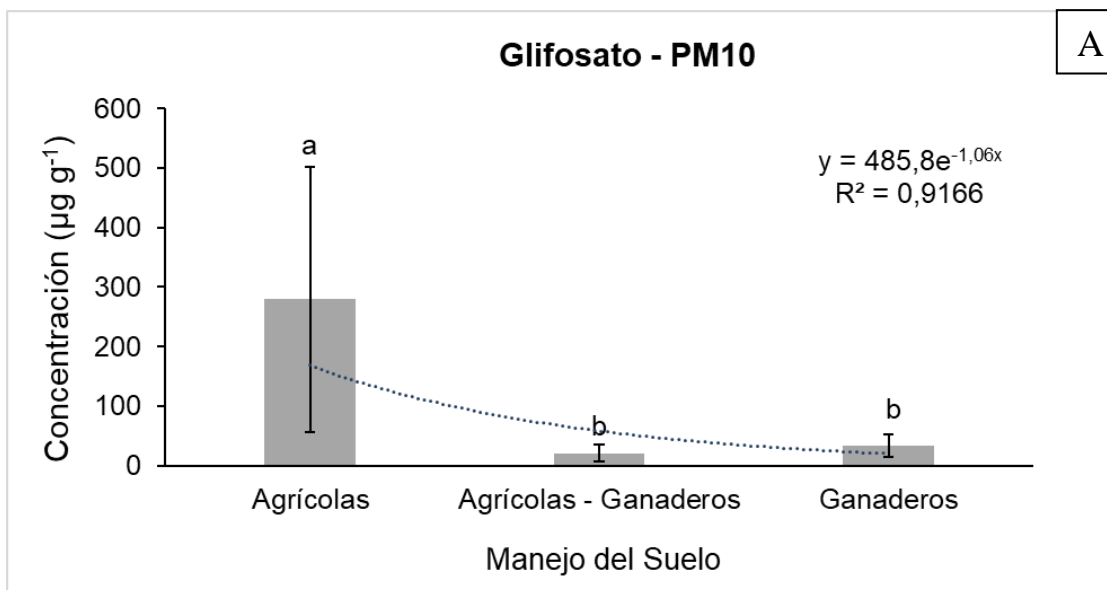


Figura 21. Concentración de glifosato (A) y AMPA (B) en PM10 bajo tres sistemas de manejos de suelos diferentes: suelos agrícolas (n = 24 en glifosato; n = 23 en AMPA); suelos agrícolas - ganaderos (n = 15); suelos ganaderos (n = 6). Diferentes letras minúsculas indican diferencias estadísticas entre los sistemas de manejo del suelo ( $p < 0,05$ ).

Los valores de glifosato y AMPA obtenidos en los suelos agrícolas estuvieron dentro del rango reportado en otras regiones de Argentina con manejo similar (Aparicio et al., 2018; Primost et al., 2017). Mientras que, los medidos en suelo y PM10 del sistema de producción agrícola-ganadero, fueron similares a los encontrados en suelos de la misma región y bajo el mismo manejo (Mendez et al., 2017; Aparicio et al., 2018). Sin embargo, no se ha encontrado en la bibliografía valores de referencia para los contenidos de glifosato y AMPA en PM10 emitidas por suelos agrícolas y ganaderos, así como tampoco valores en el suelo para manejos ganaderos.

El uso de cultivos genéticamente modificados junto con el mayor uso de glifosato en los suelos agrícolas (Tabla 2), determinaron que estos suelos presenten mayores ( $p < 0,05$ ) contenidos de glifosato y AMPA en relación con los suelos agrícolas-ganaderos y ganaderos (Fig. 20). En suelos de Argentina se determinó, que los contenidos de glifosato y AMPA estaban directamente relacionados con la dosis acumulativa total de glifosato aplicada al suelo (Primost et al., 2017). Los resultados de esta tesis muestran que, el mayor uso de glifosato determinó mayores contenidos de glifosato y AMPA en el PM10 emitido por suelos agrícolas que en el emitido por los otros dos sistemas de manejo (Fig. 21). Los contenidos de glifosato y AMPA en suelo y en el PM10 de manejos agrícola-ganadero y ganadero no mostraron diferencias estadísticas (Fig. 20 y 21). El bajo número de aplicaciones de glifosato al año (Tabla 2) así como las operaciones de labranzas realizadas en suelos agrícolas-ganaderos, llevó a detectar en ellos bajas concentraciones de glifosato (valor promedio de  $4,4 \mu\text{g kg}^{-1}$ ). Las operaciones de labranza con rastras de disco no solo mezclan el suelo evitando la acumulación de glifosato en los primeros centímetros del perfil, sino



que también permiten la aireación del suelo y, en consecuencia, la degradación del glifosato, que se degrada más rápidamente en condiciones aeróbicas (la Cecilia y Maggi, 2018). Mientras que, la detección de glifosato y AMPA en el sistema ganadero, donde al menos durante los últimos 30 años no se ha aplicado glifosato, sugiere la entrada de ambos compuestos desde otros sitios. Este ingreso puede ocurrir por diversos mecanismos como la deriva ocurrida durante la aplicación en lotes cercanos, la deposición de sedimentos transportados por el viento o a través del agua de lluvia. Córdova et al., (2020) mencionan que, a causa de la deriva, detectaron glifosato a 400 m desde el sitio de aplicación. Alonso et al., (2018) detectaron que en el 80 % de las muestras de agua de lluvia colectadas en la región pampeana contenían glifosato con concentraciones que oscilaban entre 1,24 y 67,3  $\mu\text{g l}^{-1}$ . En la región pampeana, Aparicio et al., (2018) encontraron en sedimentos finos transportados por el viento a 1,5 m de altura concentraciones de glifosato y AMPA de 247  $\mu\text{g kg}^{-1}$  y 218  $\mu\text{g kg}^{-1}$  respectivamente.

En todos los manejos analizados, el contenido de AMPA en suelo y en el PM10 fue mayor que el de glifosato (Figs. 20 y 21), coincidiendo con los resultados de estudios previos realizados en suelos de loess de Argentina, Holanda y China y, en suelos arenosos y arcillosos de Suecia (Mendez et al, 2017; Bento et al., 2016; Yang et al., 2015; Bergstrom et al., 2011). Estos resultados se debieron a la mayor persistencia del AMPA en el suelo (Yang et al., 2015; Laitinen et al., 2006; Giesy et al., 2000; Rueppel et al., 1977). La vida media del glifosato (DT50) en el suelo oscila entre 1 y 197 días, mientras que AMPA DT50 oscila entre 23 y 958 días (Yang et al., 2015; U.S. EPA., 1993). Estudios previos sugieren que AMPA puede acumularse en los suelos agrícolas

de Argentina producto de sus características y las condiciones de manejos actuales (Bento, 2018).

En todos los sistemas de manejo estudiados, el contenido de glifosato y AMPA en el PM10 fue mayor que en el suelo (Figs. 20 y 21). Estos resultados coinciden con los encontrados en otros estudios previos para suelos de la misma región (Mendez et al., 2017) y de Bélgica (Bento et al., 2016). Un estudio de campo mostró que el contenido de ambos compuestos fue mayor en el sedimento transportado por el viento que en el suelo (Aparicio et al., 2018). El mismo estudio también mostró que las concentraciones de glifosato y AMPA en el sedimento transportado por el viento aumentaron con la altura. Se sabe que el material más fino (PM10) se transporta a mayores alturas (Zobeck y Fryrear, 1986a; Sharratt, 2011). El mayor contenido de materia orgánica, arcillas, Fe y Al-óxidos en el sedimento más fino transportado por el viento (Mendez et al., 2017; Zobeck y Fryrear, 1986b; Li et al., 2009; Aimar, 2016) probablemente determinó las concentraciones más altas de glifosato y AMPA en PM10. Todos estos compuestos promueven la adsorción de glifosato y AMPA a las partículas del suelo (Borggaard y Gimsing, 2008), provocando un secuestro físico de glifosato y AMPA, evitando su degradación por microorganismos y favoreciendo su acumulación.

Los resultados obtenidos permiten avalar la hipótesis planteada “*La concentración de glifosato y AMPA en el material respirable emitido es: en suelos agrícolas > suelos agrícolas - ganaderos > suelos de uso ganadero*”. Los suelos agrícolas, con mayores contenidos de glifosato y AMPA emitieron PM10 con altos contenidos de ambos compuestos. Y, si bien no hay diferencias estadísticas en las concentraciones de glifosato y AMPA entre suelos agrícolas-ganaderos y

suelos ganaderos, se puede observar que existe una tendencia significativa a que suelos con menor uso de glifosato emiten PM10 con menores contenidos de glifosato y AMPA.

### 3.3 Resultados para validar la hipótesis 3<sup>2</sup>

Hipótesis 3a. *La concentración de glifosato y AMPA en el material respirable emitido por caminos rurales sin pavimentar es menor al emitido por los suelos agrícolas aledaños.*

#### 3.3.1 Concentración de glifosato y AMPA

La concentración de glifosato en los suelos agrícolas varió de 42 a 177  $\mu\text{g kg}^{-1}$  y en los caminos rurales sin pavimentar (de aquí en adelante se referirá a “caminos rurales”) varió de 1  $\mu\text{g kg}^{-1}$  a 74  $\mu\text{g kg}^{-1}$  (Fig. 22). En el PM10 de suelos agrícolas, osciló entre 59 a 359  $\mu\text{g kg}^{-1}$  y en el PM10 de los caminos rurales osciló entre 39 y 639  $\mu\text{g kg}^{-1}$  (Fig. 22). La concentración de AMPA en suelos agrícolas varió de 164 a 1.489  $\mu\text{g kg}^{-1}$  y en caminos rurales varió de 8 a 277  $\mu\text{g kg}^{-1}$ . Mientras que, en el PM10 de suelos agrícolas osciló entre 387 a 7.228  $\mu\text{g kg}^{-1}$  y en el PM10 de caminos rurales, entre 98 y 4.138  $\mu\text{g kg}^{-1}$  (Fig. 23).

Las concentraciones de glifosato y AMPA en los suelos agrícolas estuvieron dentro del rango reportado para suelos agrícolas de otras regiones de Argentina y del mundo (Silva et al., 2018; Primost et al., 2017; Battaglin et al., 2014; Aparicio et al., 2013). La concentración de glifosato en el PM10 fue mayor que la reportada por Mendez et al., (2017) para un suelo de la misma región. Sin embargo, Mendez et al. (2017) estudiaron un suelo donde el número de

---

<sup>2</sup> Los resultados aquí presentados se encuentran publicados en: Ramirez Haberkon, Nancy B.; Aparicio, Virginia C.; Mendez, Mariano J. First evidence of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in the respirable dust (PM10) emitted from unpaved rural roads of Argentina. The Science of The Total Environment. Año: 2021. Vol. 773

aplicaciones de glifosato por año fue menor a uno y en el presente estudio, el glifosato se aplicó al menos tres veces por año en los suelos agrícolas. Para suelos de Argentina, las concentraciones de glifosato estuvieron mejor correlacionadas con la dosis total acumulada (dosis por aplicación multiplicado por el número de aplicaciones) y el número total de aplicaciones, que con la dosis última de aplicación (Primost et al., 2017). Se estimó un incremento de 1 mg de glifosato  $\text{kg}^{-1}$  de suelo cada 5 eventos de fumigación (Primost et al., 2017).

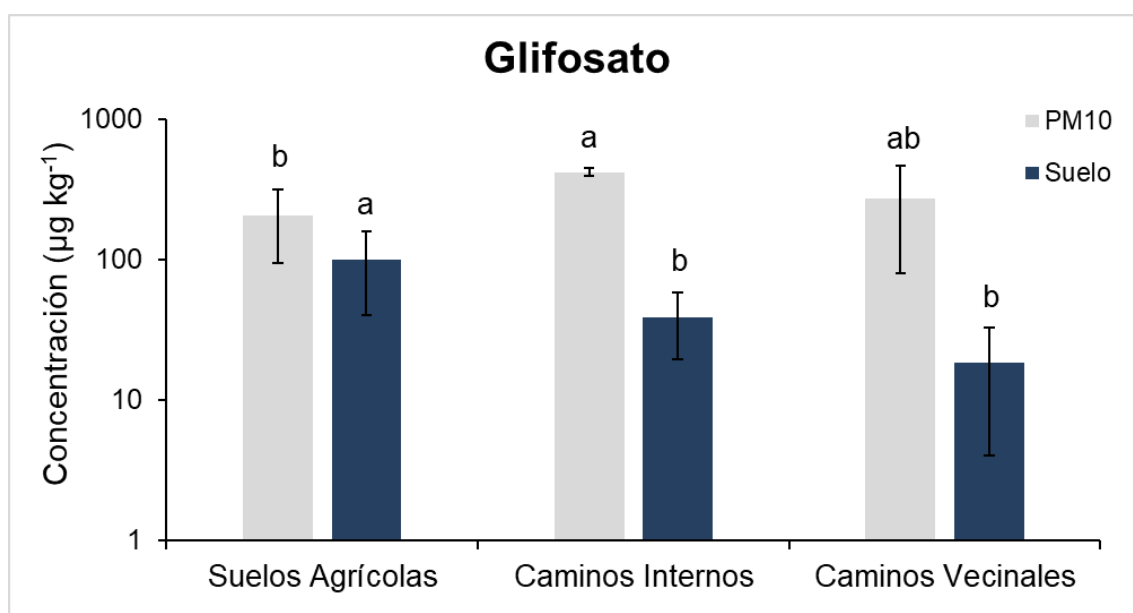


Figura 22. Concentración de glifosato en PM10 y suelo. Suelos agrícolas (n=9), caminos rurales internos (n=6) y caminos rurales vecinales (n=9). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre las superficies del suelo ( $p < 0,05$ ). Las barras indican la desviación estándar.

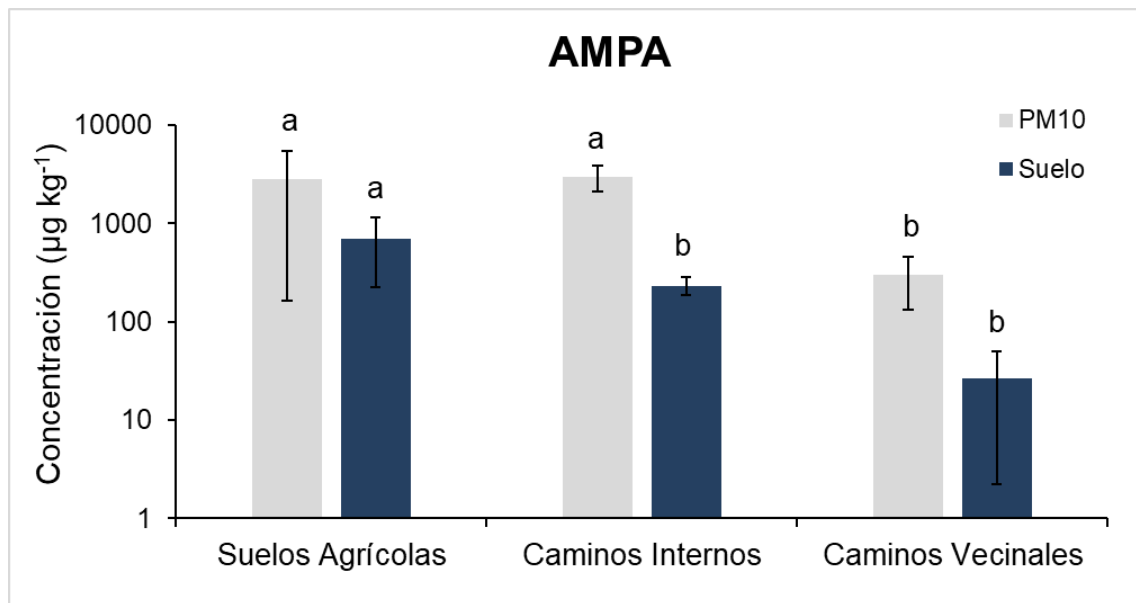


Figura 23. Concentración de AMPA en PM10 y suelo. Suelos agrícolas (n=9), caminos rurales internos (n=6) y caminos rurales vecinales (n=9). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre las superficies del suelo ( $p < 0,05$ ). Las barras indican la desviación estándar.

Los menores contenidos de glifosato en suelos de caminos rurales se deben a que en ellos no se aplica en forma directa el herbicida. La presencia de glifosato en estos suelos sugiere que se movilizó desde el sitio objetivo (suelo agrícola) a los caminos mediante la deriva por acción del viento durante la pulverización. Otro mecanismo por el cual el glifosato pudo ingresar hacia los caminos rurales es a través de la lluvia y/o la deposición del material transportado por el viento desde los suelos agrícolas cercanos (Aparicio et al., 2018; Silva et al., 2018; Alonso et al., 2018). Los menores contenidos de AMPA en suelos de caminos rurales en relación con los suelos agrícolas se deben a la baja concentración de glifosato y a la falta de actividad microbiana en los suelos de caminos sin pavimentar. Esta poca degradación biológica, permite a su vez la acumulación de glifosato en el PM10 de los caminos rurales. Mientras que, el alto contenido de AMPA en el PM10 emitido por los caminos rurales apoya la

hipótesis de que el AMPA fue transportado en el PM10 desde suelos agrícolas hasta los caminos rurales.

Las concentraciones de AMPA en el suelo y en el PM10 de suelos agrícolas y caminos rurales fueron superiores a las del glifosato (Figs. 22 y 23). Estos resultados concuerdan con los encontrados en esta tesis para suelos bajo distintos manejos (agrícolas, agrícolas-ganaderos y ganaderos) y en otros estudios realizados en túnel de viento, laboratorio y campo en suelos de Argentina, Bélgica y China (Mendez et al., 2017; Bento et al., 2016; Yang et al., 2015; Bergström et al., 2011; Aparicio et al., 2018). En la Mesopotamia argentina, el AMPA se comportó como un contaminante “pseudopersistente” en el ecosistema debido a la persistencia y afinidad del AMPA por la matriz sólida del suelo y la intensidad del uso de glifosato (Primost et al., 2017). La vida media del AMPA es más larga que la vida media del glifosato, lo que hace que el AMPA sea más persistente que el glifosato en el suelo (Bento et al., 2016; US EPA, 1993; Yang et al., 2015). Esto explicaría la mayor concentración de AMPA en relación con la de glifosato tanto en el suelo como en el PM10. Sin embargo, el contenido de AMPA en el suelo y PM10 es el resultado de interacciones complejas entre formación, adsorción, desorción y degradación (la Cecilia y Maggi, 2018; Borggaard y Gimsing, 2008).

En los suelos agrícolas y en los caminos rurales, las concentraciones de glifosato y AMPA en el PM10 fueron mayores que en el suelo (Fig. 22 y 23). Estos resultados concuerdan con los encontrados en este estudio en suelos con distintos manejos y confirman los resultados de otros estudios donde se utilizaron suelos de la misma región con menor número de aplicaciones de glifosato por año (Mendez et al., 2017; Ramirez Haberkon et al., 2020). Resultados obtenidos

a campo muestran que el material transportado por el viento a mayores alturas, donde se transporta material más fino (Zobeck y Fryrear, 1986a; Sharratt, 2011), tiene mayores contenidos de glifosato y AMPA que el suelo (Aparicio et al., 2018). Los contenidos más altos de glifosato y AMPA en el PM10 probablemente se deben a que el contenido de materia orgánica (MO), arcillas, Fe y Al es mayor en el PM10 que en el suelo (Mendez et al., 2017; Zobeck y Fryrear, 1986b; Li et al., 2009; Aimar, 2016). Estos compuestos favorecen la adsorción de glifosato y AMPA a las partículas del suelo (Borggaard y Gimsing, 2008), impidiendo su degradación por microorganismos y, en consecuencia, favoreciendo su acumulación. Se ha encontrado que la MO más vieja, que incluye material que no puede soportar el crecimiento microbiano (Wander, 2004; Baldock, 2002), es mayor en agregados más finos (Wander, 2004; Angers y Giroux, 1996; Puget et al., 1995). Probablemente, en el PM10 analizado exista MO vieja y con baja actividad microbiana, lo que explicaría el mayor contenido de glifosato y AMPA en el PM10 que en el suelo.

### **3.3.2 Erosión eólica y emisión de PM10**

La erosión eólica potencial (EEP) varió de 0,5 a 96 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en suelos agrícolas y de 1,5 a 580 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en caminos rurales. Los valores más bajos correspondieron a años húmedos y los más altos a años secos. La EEP promedio fue mayor ( $p < 0,05$ ) en caminos rurales que en suelos agrícolas (Tabla 7), así como la fracción erosionable (FE), la cual varió entre 50 a 92 % en caminos rurales, en comparación con 30 a 42 % en suelos agrícolas (Tabla 4). En suelos agrícolas, la FE fue mayor que la FE reportada en suelos de la misma región bajo labranza cero, pero con menor contenido de arena (Hevia et al.,



2007). La FE en caminos rurales fue similar a los reportados en la misma región (Panebianco et al., 2016). El índice de erosionabilidad del suelo (obtenido a partir de fracciones erosionables) osciló entre 27 y 52 Mg ha<sup>-1</sup> en suelos agrícolas y entre 85 y 336 Mg ha<sup>-1</sup> en caminos rurales (Tabla 7).

Tabla 7. Índice de erosionabilidad (I), erosión eólica potencial (EEP) y erosión eólica actual (EEA) de los suelos analizados.

Manejo	Suelo	I	EEP <sub>s</sub>	EEP <sub>N</sub>	EEP <sub>h</sub>	Cobertura Vegetal	IPS	EEA <sub>s</sub>	EEA <sub>N</sub>	EEP <sub>h</sub>
		Mg ha <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>			%	Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>			
Suelos agrícolas	1	26,9	45,4 b	3,2 b	0,5 b	100	0,01	0,57	0,04	0,01
	2	51,5	94,1 b	6,6 b	1,0 b	99,7	0,01	1,19	0,08	0,01
	3	38,1	95,8 b	6,7 b	1,0 b	100	0,01	1,20	0,08	0,01
Camino Internos	4	150,1	250,3 a	17,5 a	2,6 a	9,2	0,67	167,3	11,7	1,7
	5	237,4	426,7 a	29,8 a	4,4 a	0	1,00	426,7	29,8	4,4
	6	280	478,8 a	33,5 a	4,9 a	0	1,00	478,8	33,5	4,9
Camino Vecinales	7	336	579,6 a	40,5 a	5,9 a	0	1,00	579,6	40,5	5,9
	8	253,1	425,0 a	29,7 a	4,4 a	3,5	0,86	364,6	25,5	3,7
	9	85,1	144,5 a	10,1 a	1,5 a	0	1,00	144,4	10,1	1,5

Donde S indica año seco, N año normal, H año húmedo e IPS es el índice de pérdida de suelo. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre las superficies de suelo ( $p < 0,05$ ).

La erosión eólica actual (EEA) osciló entre 0,01 y 1,2 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en suelos agrícolas y entre 1,5 y 580 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en caminos rurales (Tabla 7). Los valores de EEA más bajos corresponden a años húmedos, mientras que los más altos, a años secos (Figura 24). Los altos valores de EEA en caminos rurales, se deben a la combinación de fracciones erosionables altas con bajos niveles de cobertura vegetal. La cobertura vegetal en los caminos rurales osciló entre 0 y 9,2 % (Tabla 7), es decir que los suelos se encontraban mayormente desprotegidos. En suelos agrícolas, la EEA fue baja incluso en años secos, cuando la erosividad climática fue alta, porque la cobertura del suelo fue cercana al 100 % y el suelo se encontraba mayormente protegido (Tabla 7). Es importante tener en cuenta que el muestreo de suelos agrícolas se realizó a fines del invierno (entre fines de agosto y mediados de septiembre), cuando todavía no se degradaron los residuos del cultivo anterior (cultivos de verano recolectados en el otoño) y no se controlaron las malezas. Los suelos bajo siembra directa se mantienen con cobertura vegetal la mayor parte del año, pero al final de la primavera tienen los niveles más bajos de cobertura. Esto se debe a que, en primavera, las temperaturas y las precipitaciones son más altas y aceleran la descomposición de los residuos. Además, la operación de siembra de cultivos de verano en primavera entierra los residuos, reduciendo la cobertura del suelo (Méndez y Buschiazzo, 2010; Méndez y Buschiazzo, 2014). Por lo tanto, las tasas de erosión eólica actual calculadas para suelos agrícolas podrían estar subestimadas.

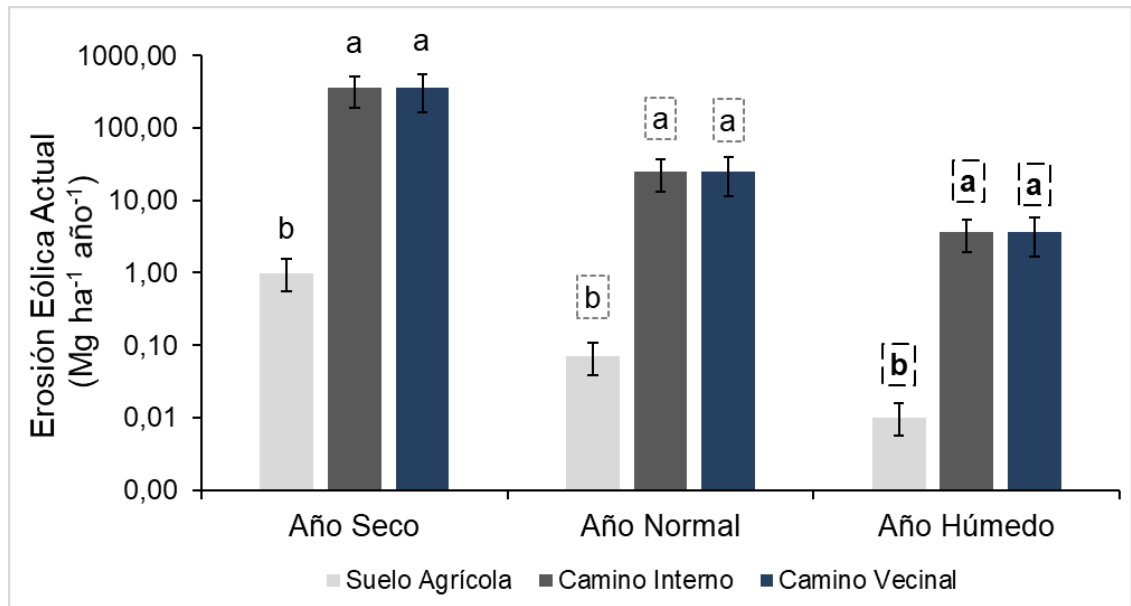


Figura 24. Erosión eólica actual calculada con la ecuación WEQ para un año seco, normal y húmedo. Suelos agrícolas (n=15); caminos internos (n=15); caminos vecinales (n=15). Letras minúsculas indican diferencias estadísticas significativas entre las superficies del suelo dentro de cada condición climática ( $p < 0,05$ ). Barras representan las desviaciones estándar.

La eficiencia de emisión de PM<sub>10</sub>, medida con el EDG, fue en promedio de 10  $\mu\text{g g}^{-1}$  en suelos agrícolas, 13  $\mu\text{g g}^{-1}$  en caminos internos y 7  $\mu\text{g g}^{-1}$  en caminos vecinales (Fig. 25). Se encontraron resultados similares en el túnel de viento donde la eficiencia de emisión del suelo agrícola fue mayor que la de los caminos sin pavimentar fuera de los campos agrícolas (Panebianco et al., 2016). Los suelos de caminos sin pavimentar fuera de los campos agrícolas tienen una textura más gruesa y se sabe que la eficiencia de emisión de los suelos gruesos es menor (Goossens y Buck, 2009). Los suelos de textura más gruesa están compuestos de partículas individuales que se fragmentan en menor medida durante el movimiento de saltación que los agregados de los suelos sin pavimentar (Avecilla et al., 2018). El mayor contenido de materia orgánica de los suelos agrícolas promueve la agregación de partículas finas, reduciendo así la

eficiencia de las emisiones. La eficiencia de emisión medida con el EDG se correlacionó con la eficiencia de emisión obtenida en túnel de viento, para suelos de diferentes texturas (Avecilla et al., 2018) y, también se asoció con la eficiencia de emisión medida en el campo (Avecilla et al., 2018). Los resultados anteriores muestran que la eficiencia de emisión medida con EDG se puede utilizar para comparar diferentes sistemas de manejo y suelos.

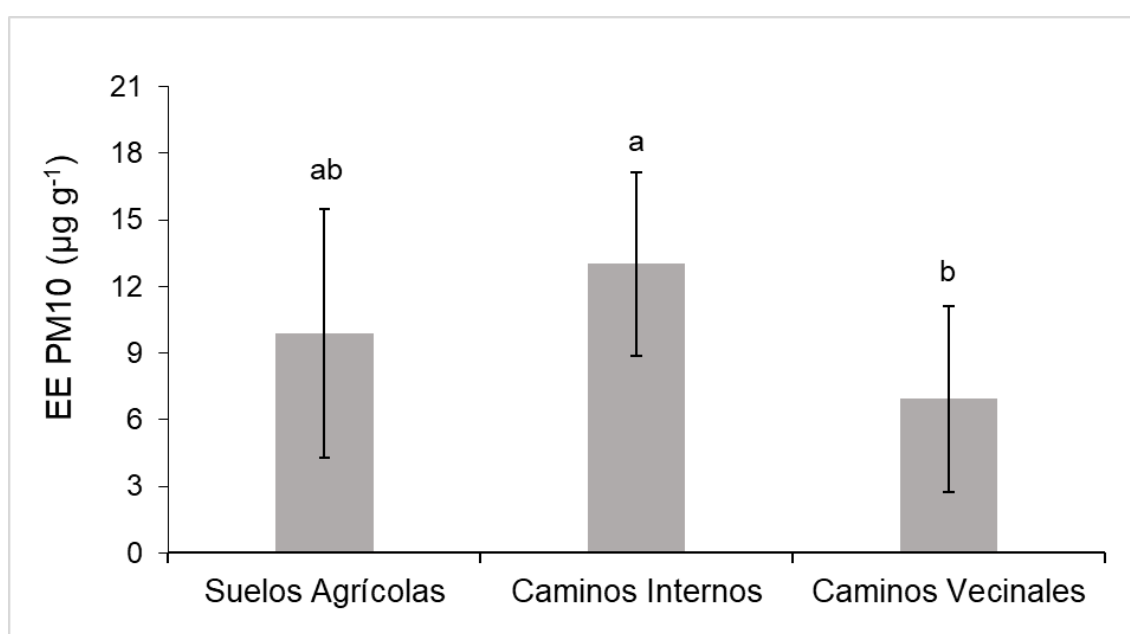


Figura 25. Eficiencia de emisión de PM10 (EE PM10) para suelos agrícolas (n=13), caminos rurales internos (n=14) y caminos rurales vecinales (n=14). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre las superficies del suelo ( $p < 0,05$ ). Las barras indican la desviación estándar.

La emisión actual de PM10 varió de  $0,1 \text{ g ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (suelos agrícolas en años húmedos) a  $4.711,4 \text{ g ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (caminos rurales internos en años secos) (Fig. 26). La emisión actual de PM10 fue mayor en los caminos rurales que en los suelos agrícolas ( $p < 0,05$ ) (Fig. 26). La emisión actual de PM10 de los caminos sin pavimentar internos fue alta debido a la alta eficiencia de emisión y

erosión eólica actual. Por otro lado, la emisión actual de PM10 de los suelos agrícolas fue baja principalmente debido a la baja erosión eólica actual. La emisión actual de PM10 de los caminos rurales internos fue 409 veces mayor que la de los suelos agrícolas, mientras que la emisión actual de PM10 de los caminos rurales vecinales fue 253 veces mayor que la de los suelos agrícolas. Esto significa que 1 ha de caminos rurales dentro de los campos agrícolas emitió la misma cantidad de PM10 que 409 ha de suelos agrícolas, y 1 ha de caminos rurales fuera de los campos agrícolas emitió la misma cantidad de PM10 que 253 ha de suelos agrícolas. Estos valores comparativos muestran que los caminos rurales constituyen una fuente importante de emisión de material particulado en regiones semiáridas como la región semiárida central de Argentina. En un estudio anterior, los caminos sin pavimentar emitieron entre 1,7 y 2,5 veces más PM10 que los suelos agrícolas y entre 25 y 38 veces más PM10 que los pastizales con cobertura menor al 10 % (Cui et al., 2019). Estas diferencias con nuestros resultados pueden explicarse por el diferente porcentaje de cobertura vegetal de las superficies analizadas. El pastizal natural utilizado en el estudio de Cui et al. (2019) tuvo una cobertura del 10 %, mientras que en nuestro estudio la cobertura en suelos agrícolas fue superior al 90 %. Esta alta cobertura en suelos agrícolas redujo la erosión eólica actual y, en consecuencia, la emisión actual de PM10, incrementando la diferencia con la emisión actual de PM10 de los caminos rurales donde los suelos se encontraban mayormente descubiertos.

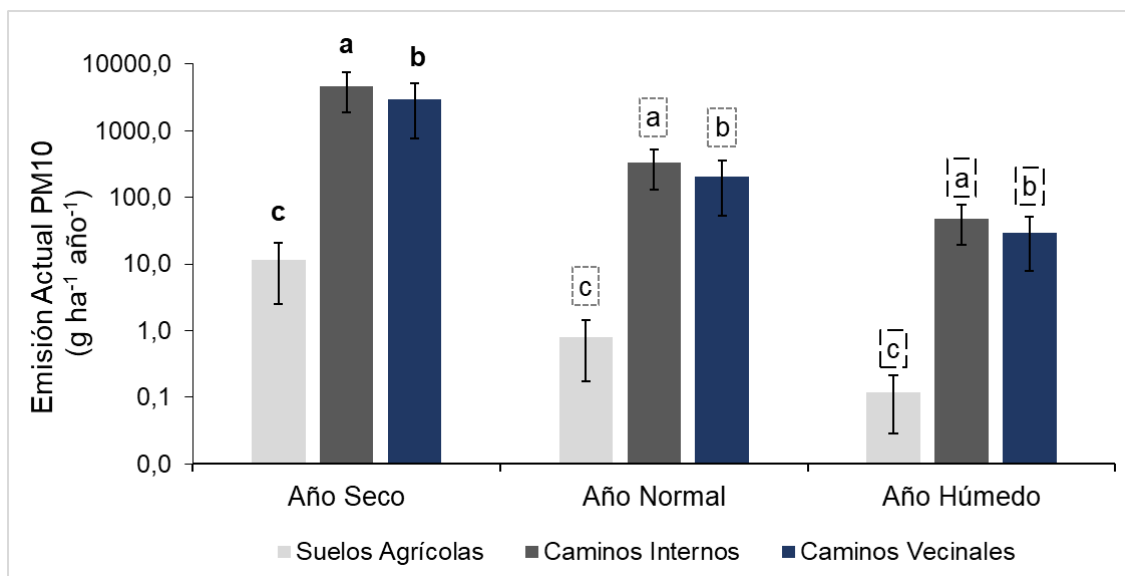


Figura 26. Emisión actual de PM10 para un año seco, normal y húmedo. Suelos agrícolas (n=13), caminos internos (n=15) y caminos vecinales (n=15). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre las superficies del suelo dentro de cada condición climática ( $p < 0,05$ ). Las barras indican la desviación estándar.

### 3.3.3 Glifosato y AMPA transportado en las PM10 emitidas por las diferentes fuentes

Las cantidades de glifosato y AMPA transportadas en el PM10 emitido por la erosión eólica de suelos agrícolas, estuvieron entre 0,02 y 2,2  $\mu\text{g kg}^{-1}$  y entre 0,4 y 38  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , respectivamente (Figs. 27 y 28). Las cantidades de glifosato y AMPA transportadas en el PM10 emitido por caminos rurales internos, estuvieron entre 21 y 2.064  $\mu\text{g kg}^{-1}$  y entre 149 y 14,51  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , respectivamente (Figs. 27 y 28). En caminos vecinales, el contenido de glifosato y AMPA transportado por el PM10 emitido por la erosión eólica fue entre 11 y 1.074  $\mu\text{g kg}^{-1}$  y entre 10 y 1.010  $\mu\text{g kg}^{-1}$  respectivamente (Figs. 27 y 28).

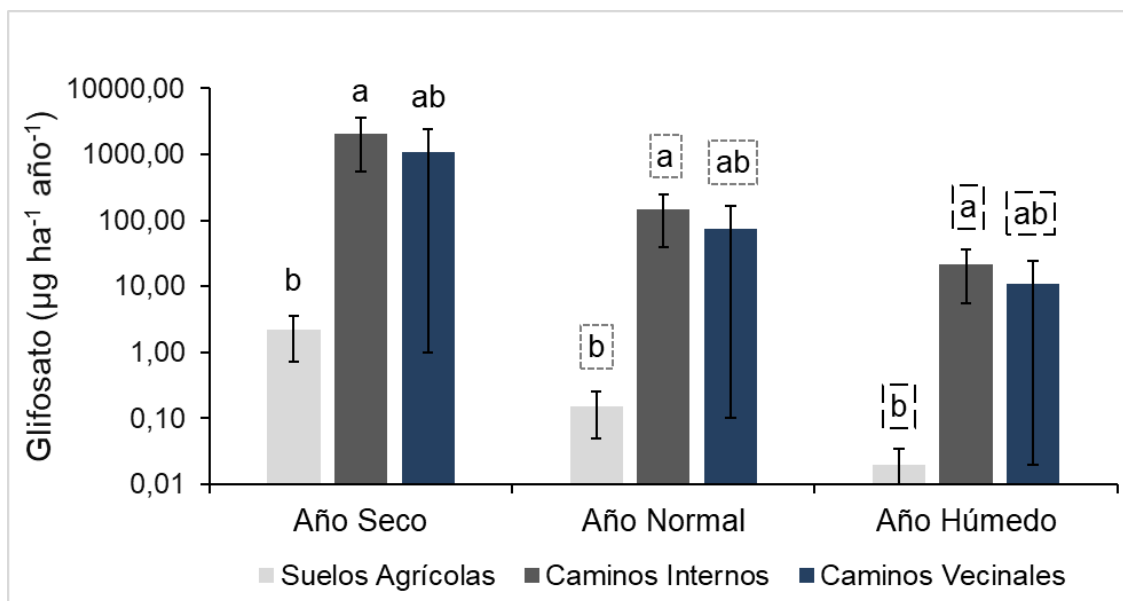


Figura 27. Contenido de glifosato transportado en el PM10 emitido por suelos agrícolas (n = 9), caminos internos (n = 6) y caminos vecinales (n = 9). Diferentes letras minúsculas indican diferencias estadísticas entre las superficies del suelo en cada condición climática ( $p < 0,05$ ). Las barras representan la desviación estándar.

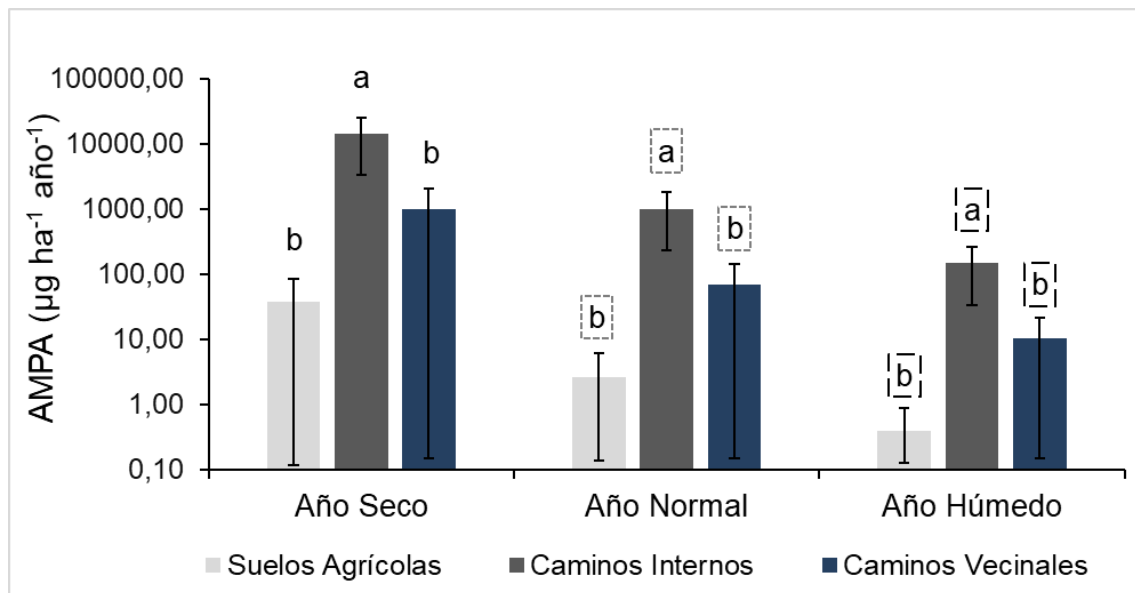


Figura 28. Contenido de AMPA transportado en el PM10 emitido por suelos agrícolas (n = 9), caminos internos (n = 6) y caminos vecinales (n = 9). Diferentes letras minúsculas indican diferencias estadísticas entre las superficies del suelo en cada condición climática ( $p < 0,05$ ). Las barras representan la desviación estándar.



En todas las fuentes, la mayor cantidad de glifosato y AMPA transportada por PM10 corresponde a un año seco y la menor cantidad a un año húmedo (Fig. 27 y 28). La cantidad de glifosato transportado en el PM10 movilizado por la erosión eólica por unidad de área en caminos rurales sin pavimentar fue entre 497 y 956 veces mayor que en suelos agrícolas. Mientras que, la cantidad de AMPA transportado en el PM10 emitida por caminos rurales sin pavimentar fue entre 27 y 381 veces mayor que la emitida por suelos agrícolas.

Los resultados obtenidos coinciden parcialmente con lo planteado en la hipótesis *“La concentración de glifosato y AMPA en el material respirable emitido por caminos rurales sin pavimentar es menor al emitido por los suelos agrícolas”*. El contenido de AMPA en el PM10 emitido por los caminos vecinales fue menor al contenido presente en el PM10 emitido desde suelos agrícolas. Sin embargo, los caminos internos emitieron PM10 con mayor contenido de AMPA respecto a los suelos agrícolas y el contenido de glifosato en el PM10 de los caminos rurales fueron iguales o mayores al de los suelos agrícolas. Además, teniendo en cuenta la emisión actual de PM10 de los suelos, la erosión de los caminos sin pavimentar puede constituir una fuente importante de descarga de herbicidas a la atmósfera en regiones semiáridas.

Hipótesis 3b. *El contenido de elementos en el material respirable emitido por caminos rurales sin pavimentar es menor al emitido por los suelos agrícolas aledaños.*

Las concentraciones de los elementos Cu, Ni, Mn, Fe y Fe disponible en el suelo de lotes agrícolas (LA) y caminos rurales (CR) y en el material respirable emitido por los mismos se muestran en las figuras 29, 30, 31, 32 y 33 respectivamente. El contenido de Cu y Ni en el PM10 de CR de Trenel (Figs. 29 y 30) no fue medido por problemas con el equipamiento de absorción atómica que no pudo ser reparado producto del aislamiento por el Covid-19.

El contenido promedio de Cu en el suelo de los LA osciló entre 11 y 17 mg kg<sup>-1</sup> (Fig. 29; Tabla A-2 Anexo). Los valores de Cu medidos en los LA son similares a los reportados por Aimar (2016) para un suelo de la misma región, con valores promedios de 22,3 mg kg<sup>-1</sup>. A su vez estuvieron dentro del rango reportado por Camilión et al. (1995) para suelos agrícolas ubicados al sur de La Plata, quienes midieron contenidos que variaron de 8 a 31 mg kg<sup>-1</sup>. Los contenidos de Cu en suelo se encuentran dentro de los valores reportados por Lavado et al. (2004) como línea de base en suelos de la región pampeana. Suelos europeos con cultivos anuales presentaron concentraciones promedio de Cu de 16,7 mg kg<sup>-1</sup>, las cuales se encuentran dentro del rango de valores encontrados en esta tesis (Panagos et al., 2018). Otras investigaciones realizadas en suelos de Argentina reportaron concentraciones de Cu mayores a las de esta tesis (Andrade et al, 2005; Marti et. al, 2011; Reyzábal et al., 2000). En suelos semiáridos de la provincia de Buenos Aires destinados al cultivo de

cereales y oleaginosas midieron concentraciones de Cu de  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  (Andrade et al., 2005). En suelos ubicados en los cinturones hortícolas de Bahía Blanca, reportaron valores de Cu de hasta  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  (Reyzábal et al., 2000). Los autores atribuyeron esa acumulación de Cu al manejo de los suelos que durante los últimos 50-60 años recibieron pesticidas, fertilizantes y diferentes residuos mientras que, los lotes control presentaron concentraciones de Cu de  $20 \text{ mg kg}^{-1}$ . En Mendoza, suelos de frutales y viñedos, donde los fungicidas cúpricos son ampliamente utilizados (Provenzano et al., 2010; Vitanovic, 2012), presentaron concentraciones de Cu de  $37,3 \text{ mg kg}^{-1}$  (Marti et al., 2011). En tanto que, suelos europeos con cultivos de vides y olivares también presentaron valores de Cu más altos que los medidos en esta tesis, con concentraciones entre  $33,5 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $49,2 \text{ mg kg}^{-1}$  (Panagos et al. 2018; Ballabio et al., 2018; Errecalde et al., 1991).

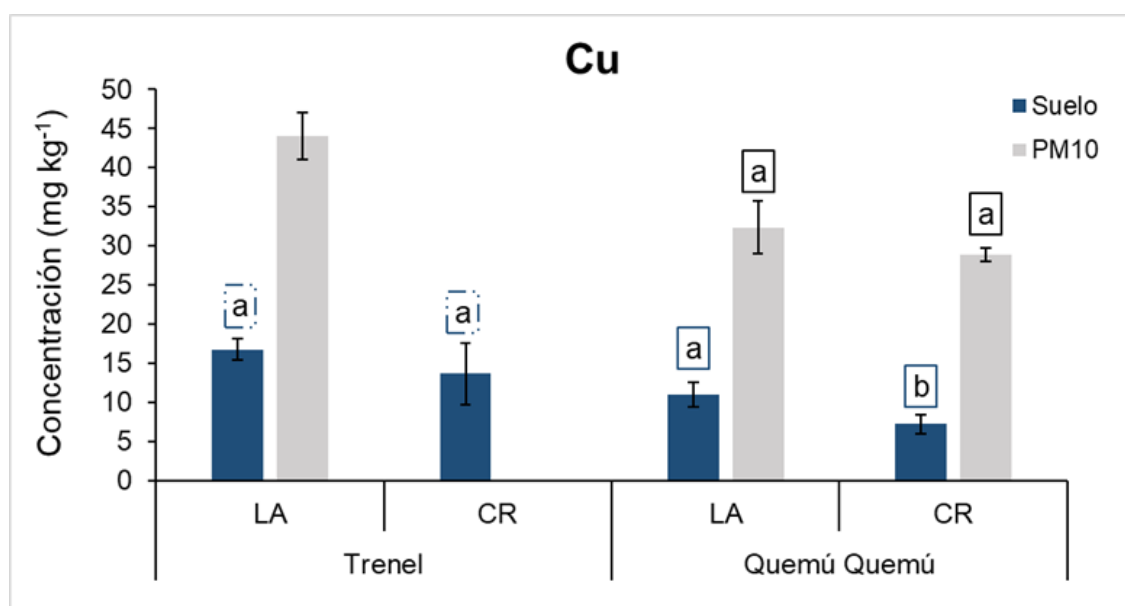


Figura 29. Concentración de cobre en el suelo y en el PM10 de lotes agrícolas (LA) y caminos rurales sin pavimentar (CR). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre las superficies del suelo dentro de cada sitio ( $p < 0,05$ ). Las barras indican la desviación estándar.

El contenido promedio de Cu en el suelo de los CR osciló entre 7 y 14 mg kg<sup>-1</sup> (Fig. 29; Tabla A-2 Anexo). De la revisión bibliográfica realizada por la autora de esta tesis no se encontraron referencias bibliográficas acerca de la concentración de Cu y los otros elementos analizados (Mn, Ni y Fe) en suelos de caminos rurales, por lo que la comparación y discusión se realizó en general con suelos de caminos urbanos tanto para Cu como para los otros elementos. Los valores de Cu en CR fueron menores a los medidos en suelos de banquina en Mendoza (Marti et al., 2011) y a suelos cercanos a autopistas europeas donde la concentración promedio de Cu fue de 48 mg kg<sup>-1</sup> (Werkenthin et al., 2014; Radziemska y Fronczyk, 2015). En caminos sin pavimentar de una ciudad de Camerún se midió la concentración de metales pesados detectando concentraciones de Cu entre 10 mg kg<sup>-1</sup> y 75 mg kg<sup>-1</sup>, donde la mayoría de las muestras presentaron valores superiores a los obtenidos para los CR de esta tesis, probablemente porque los sitios estaban asociados a áreas con gran congestión de tránsito (Ngole-Jeme, 2016).

Las concentraciones de Cu medidas en esta tesis en suelos de LA y CR, están dentro del rango de valores normales de Cu en el suelo (entre 5 a 30 mg kg<sup>-1</sup>), establecido por Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 1995). De acuerdo con la legislación argentina, según la Ley N° 24.051 de Residuos Peligrosos, decreto 831/93, la concentración máxima de Cu permitidas en suelos agrícolas es de 150 mg kg<sup>-1</sup>. Los valores obtenidos en esta tesis se encuentran por debajo de los límites establecidos por la ley, lo que indica que no hay concentraciones tóxicas en suelos de LA y CR.

El contenido de Cu promedio en el PM10 de los LA osciló entre 32 y 44 mg kg<sup>-1</sup> y en los CR, el contenido promedio de Cu en el PM10 fue de 29 mg kg<sup>-1</sup>

(Fig. 29; Tabla A-3 Anexo). En la bibliografía revisada por la autora de esta tesis no se encontraron referencias bibliográficas respecto de la concentración Cu, Mn, Ni y Fe en el PM10 emitido por suelos de LA y CR. La concentración Cu, Mn, Ni y Fe en el PM10 emitido por LA y CR fue comparada con la concentración de dichos elementos en el PM10 de áreas urbanas o zonas mineras, o con material particulado de mayor tamaño colectado en áreas rurales. Los contenidos de Cu en el PM10 coinciden con los encontrados por Aimar (2016) quien reportó concentraciones de Cu entre 28,8 mg kg<sup>-1</sup> y 45,8 mg kg<sup>-1</sup> en material erosionado a 150 cm de altura para un suelo de la misma región. En ese estudio el material erosionado estaba constituido en su mayor proporción por partículas entre 20 a 74 µm. Contrario a esto, en otro estudio donde se analizó polvo eólico colectado en Irán, se midieron concentraciones muy bajas en relación con las de esta tesis, con valores entre 0,08 mg kg<sup>-1</sup> a 0,22 mg kg<sup>-1</sup> (Foroushani et al., 2019). Los contenidos reportados en esta tesis son menores a los obtenidos en muestras de polvo de caminos de otras partes del mundo, donde se reportaron concentraciones promedio de Cu de 363 mg kg<sup>-1</sup> en Polonia (Adamiec, 2017), 255 mg kg<sup>-1</sup> en Grecia (Ewen et al., 2008), 236 mg kg<sup>-1</sup> en Hungría y 351 mg kg<sup>-1</sup> en Corea (Sager et al., 2015). El tamaño de las partículas analizadas en estos estudios es mayor a las de esta tesis, siendo las partículas <20 µm en el caso de Adamiec (2017) y <75 µm en los estudios de Ewen et al. (2008) y Sager et al. (2015). En los tres estudios mencionados previamente, los caminos analizados se encontraban dentro de ciudades lo que podría explicar las mayores concentraciones de Cu. Por otra parte, en el PM10 colectado en calles de un pueblo minero en China se midió una concentración promedio de Cu de 673 mg kg<sup>-1</sup> (Zhang et al., 2008).

El contenido promedio de Ni en el suelo de los LA fue de 15 mg kg<sup>-1</sup> (Fig. 30; Tabla A-2 Anexo). Estos valores son superiores a los reportados por Lavado et al. (2004) como línea de base en suelos de la región pampeana. Los valores de Ni medidos en los LA fueron similares a los encontrados en suelos irrigados en Mendoza (Maffei et al., 2012), en suelos de España con cultivos de arroz (Gimeno-García et al., 1996) y en suelos agrícolas de Ecuador (Briceño et al., 2020). Otras investigaciones realizadas en suelos agrícolas de Croacia (Romic y Romic, 2003) y de Argelia (Abdelkader Laribi et al., 2019) reportaron concentraciones de Ni mayores a las de esta tesis. Probablemente los contenidos de Ni más elevados se deban a que los suelos agrícolas de Croacia se encontraban rodeados de áreas urbanas mientras que, en el caso de los suelos de Argelia los contenidos se asociaron a fuentes naturales y no a aportes de la actividad antrópica.

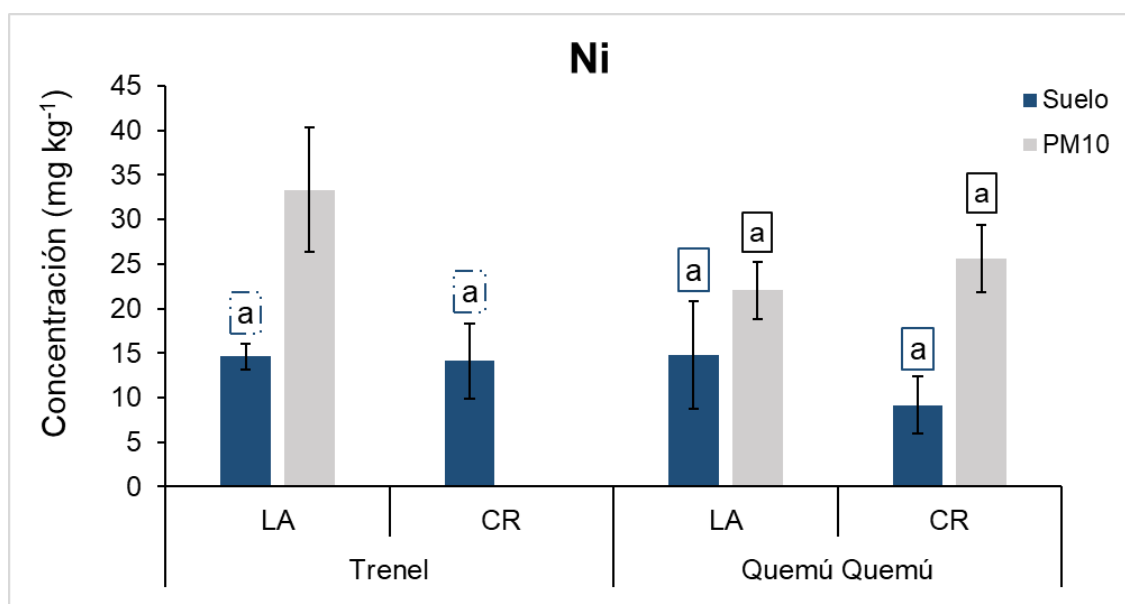


Figura 30. Concentración de níquel en el suelo y en el PM10 de lotes agrícolas (LA) y caminos rurales sin pavimentar (CR). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre las superficies del suelo dentro de cada sitio ( $p < 0,05$ ). Las barras indican la desviación estándar.

El contenido promedio de Ni en el suelo de los CR osciló entre 9 y 14 mg kg<sup>-1</sup> (Fig. 30; Tabla A-2 Anexo). Estos valores fueron similares a los obtenidos en caminos sin pavimentar urbanos de Kumba, Camerún (Ngole-Jeme, 2016). Werkenthin et al. (2014) mencionaron concentraciones medias de Ni de 24,5 mg kg<sup>-1</sup> para suelos ubicados en los alrededores de autopistas europeas. Otra investigación realizada en suelos ubicados en las proximidades de una autopista altamente transitada en Varsovia, determinaron concentraciones de Ni entre 17,5 mg kg<sup>-1</sup> a 124,17 mg kg<sup>-1</sup> (Radziemska y Fronczyk, 2015). Contenidos más bajos se midieron en suelos de Argentina donde el muestreo siguió un gradiente urbano – periurbano, obteniendo concentraciones promedio de Ni entre 3,3 mg kg<sup>-1</sup> a 4,4 mg kg<sup>-1</sup> (López et al., 2006).

Las concentraciones de Ni en suelos de LA y CR medidas en esta tesis, se encuentran por debajo de la concentración máxima de Ni permitida en suelos agrícolas (150 mg kg<sup>-1</sup>) según la Ley N° 24.051 de Residuos Peligrosos, decreto 831/93. Sin embargo, la EPA (1995) menciona que cuando el Ni se encuentra en niveles 10 a 100 mg kg<sup>-1</sup>, puede presentar problemas de toxicidad. De acuerdo con la legislación argentina, los valores obtenidos en esta tesis no muestran concentraciones tóxicas en suelos de LA y CR.

El contenido promedio de Ni en el PM10 de los LA varió de 22 a 33 mg kg<sup>-1</sup> mientras que en el PM10 de los CR el contenido promedio de Ni fue de 26 mg kg<sup>-1</sup> (Fig. 30, Tabla A-3 Anexo). Los valores de Ni medidos en el PM10 de esta tesis fueron similares a los medidos en el PM10 colectado en un pueblo minero de China (Zhang et al., 2008). En partículas <20 µm provenientes del polvo de autopistas de Polonia, se detectaron concentraciones de Ni entre 37,2 mg kg<sup>-1</sup> y 49,9 mg kg<sup>-1</sup> (Adamiec, 2017). En partículas <30 µm de polvo resuspendido en

caminos de Beijing se midió una concentración promedio de  $99 \text{ mg kg}^{-1}$  (Han et al., 2007), valores mayores a los reportados en esta tesis. En el polvo eólico colectado en Catar, se midió una concentración promedio de  $51,4 \text{ mg kg}^{-1}$  (Yigiterhan et al., 2018), mientras que, en muestras de polvo eólico colectadas en Irán, se determinaron contenidos muy por debajo de los obtenidos en esta tesis, con valores entre  $0,21 \text{ mg kg}^{-1}$  a  $0,44 \text{ mg kg}^{-1}$  (Foroushani et al., 2019).

El contenido promedio de Mn en el suelo de los LA osciló entre 207 y  $334 \text{ mg kg}^{-1}$  (Fig. 31; Tabla A-2 Anexo). Los valores de Mn medidos en LA fueron similares al reportado para un suelo de la región (Aimar, 2016) y algo mayor que los determinados en suelos arroceros de España (Gimeno-García et al., 1996). Los contenidos de Mn medidos en esta tesis se encontraron dentro del amplio rango reportado para suelos agrícolas de Zagreb, donde los contenidos de Mn variaron entre  $79,2 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $1.282 \text{ mg kg}^{-1}$  con una concentración promedio de  $613 \text{ mg kg}^{-1}$  (Romic y Romic, 2003). En suelos agrícolas de Ecuador se reportaron valores más altos de Mn que los medidos en los LA de esta tesis (Briceño et al., 2020).



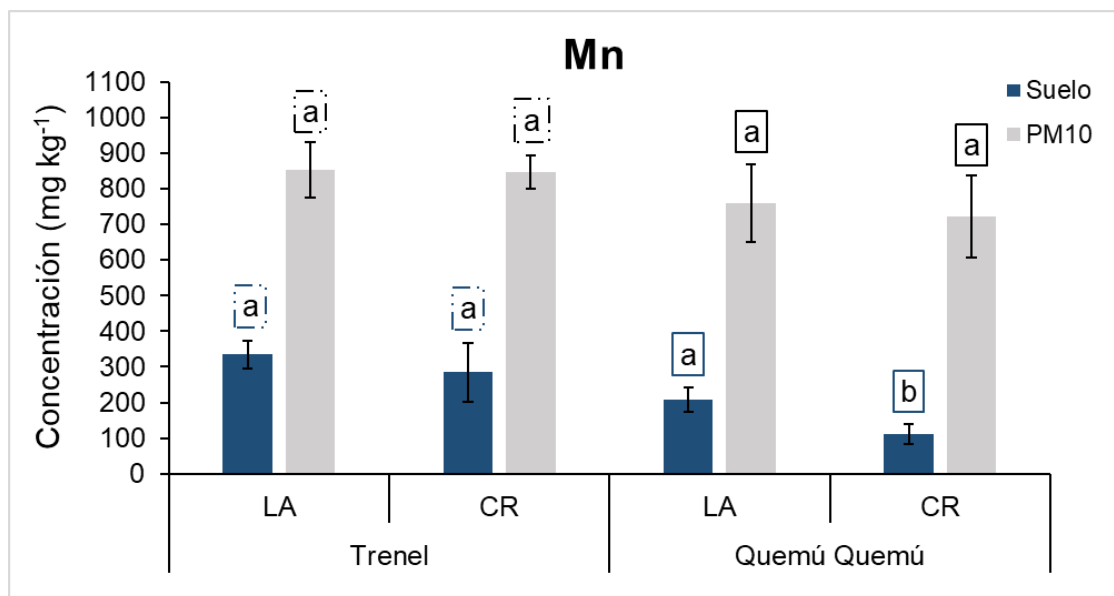


Figura 31. Concentración de manganeso en el suelo y en el PM10 de lotes agrícolas (LA) y caminos rurales sin pavimentar (CR). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre las superficies del suelo dentro de cada sitio ( $p < 0,05$ ). Las barras indican la desviación estándar.

El contenido promedio de Mn en el suelo de los CR osciló entre 111 y 285 mg kg<sup>-1</sup> (Fig. 31; Tabla A-3 Anexo). Estos valores se encontraron dentro de los reportados para muestras de suelo colectadas al costado de calles de Sudáfrica con concentraciones que variaron entre 215,8 a 450,6 mg kg<sup>-1</sup> (Okonkwo et al., 2009).

No se encontró en la legislación argentina reglamentación acerca de contenidos de Mn en suelo. Según las directivas de Kelley mencionada en Marti et al. (2011) utilizadas en la comunidad europea para determinar el nivel de contaminación de suelos agrícolas, los contenidos de Mn en suelos no contaminados incluyen un máximo de 500 mg kg<sup>-1</sup>, un valor superior a los contenidos de Mn determinados en suelos de LA y CR en esta tesis.

El contenido promedio de Mn en el PM10 de los LA osciló entre 759 y 852 mg kg<sup>-1</sup> y en el PM10 de los CR, varió de 722 y 847 mg kg<sup>-1</sup> (Fig. 31; Tabla A-3 Anexo). Los valores de Mn en el PM10 de LA y CR medidos en esta tesis fueron mayores a los medidos en muestras de PM10 de cenizas (Li et al., 2017); pero fueron menores a los medidos en el PM10 colectado en calles de un pueblo minero en China, donde reportaron una concentración promedio de 2.826 mg kg<sup>-1</sup> (Zhang et al., 2008). En material erosionado de un suelo de la misma región a los suelos de esta tesis se detectaron menores contenidos de Mn (Aimar, 2016). Investigaciones realizadas en muestras de polvo de distintas partes del mundo, también reportaron menores concentraciones de Mn que los medidos en esta tesis (Ewen et al., 2008; Sager et al., 2015; Foroushani et al., 2019; Yigiterhan et al., 2018). En partículas <75 µm procedentes del polvo de caminos, se midieron concentraciones promedio de Mn de 211 mg kg<sup>-1</sup> (Ewen et al., 2008) y 417 mg kg<sup>-1</sup> (Sager et al., 2015). En muestras de polvo eólico colectado en Irán se midieron contenidos de 1,24 a 1,72 mg kg<sup>-1</sup> (Foroushani et al., 2019) y en polvo eólico colectado en Catar, se reportó una concentración promedio de 279 mg kg<sup>-1</sup> (Yigiterhan et al., 2018). Valores similares a los obtenidos en esta tesis fueron reportados por Han et al. (2007) en partículas <30 µm de polvo resuspendido en caminos. También se midieron concentraciones de Mn similares a las de esta tesis en muestras de polvo de calles (600 µm) en Sudáfrica (Okonkwo et al., 2009).

El contenido promedio de Fe en el suelo de los LA osciló entre 16.187 y 18.394 mg kg<sup>-1</sup> (Fig. 32; Tabla A-2 Anexo). Estos valores son similares a los obtenidos por Aimar (2016) para un suelo de la misma región. Investigaciones realizadas en otras partes de Argentina y del mundo reportaron contenidos de

Fe menores a los determinados en esta tesis, como en suelos agrícolas de Buenos Aires con valores de 212,5 mg kg<sup>-1</sup> (Zubillaga y Lavado, 2002), en suelos de la costa del Riachuelo con concentraciones entre 33 a 324 mg kg<sup>-1</sup> (Ratto et al., 2004) y en suelos de España (Gimeno-García et al., 1996). Aunque otras investigaciones reportaron valores de Fe total más altos que los de esta tesis, como en suelos agrícolas irrigados en Mendoza (Maffei et al., 2012) y en suelos agrícolas de Argelia (Abdelkader Laribi et al., 2019).

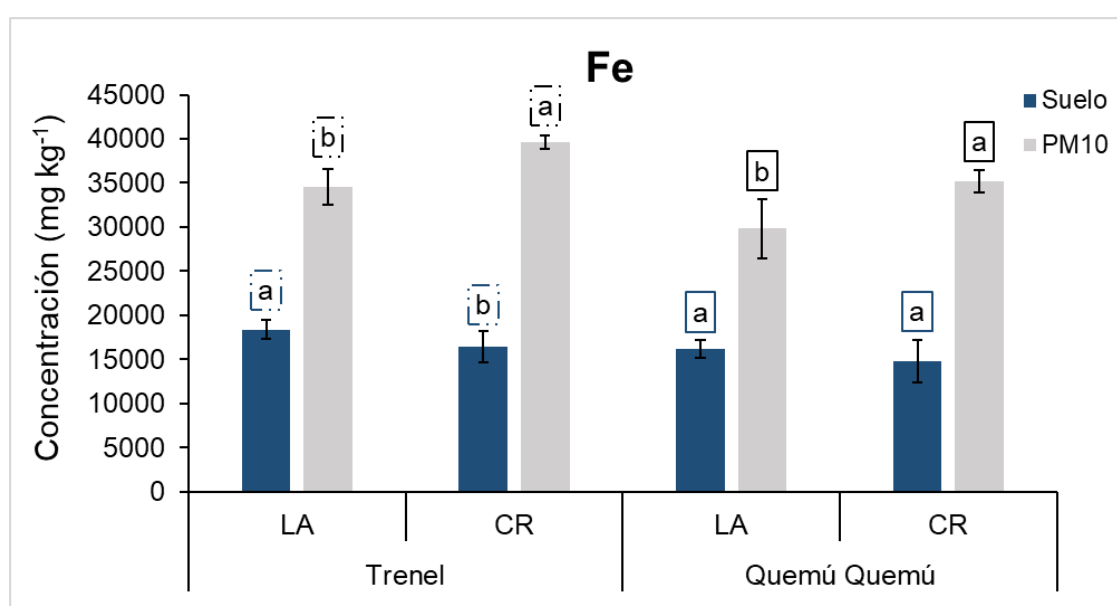


Figura 32. Concentración de hierro en el suelo y en el PM10 de lotes agrícolas (LA) y caminos rurales sin pavimentar (CR). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre las superficies del suelo dentro de cada sitio ( $p < 0,05$ ). Las barras indican la desviación estándar.

El contenido promedio de Fe en el suelo de los CR osciló entre 14.828 y 16.486 mg kg<sup>-1</sup> (Fig. 32; Tabla A-2 Anexo). Estos valores fueron mayores a los medidos en caminos urbanos de Buenos Aires con concentraciones entre 1.206 a 5.295 mg kg<sup>-1</sup> (López et al., 2006). Los valores de Fe estuvieron por encima

del máximo recomendado ( $5.000 \text{ mg kg}^{-1}$ ) por Ewers (1991). No se encontraron en la legislación argentina reglamentaciones sobre el contenido de Fe en suelos.

El contenido promedio de Fe en el PM10 de los LA osciló entre  $29.806$  y  $34.548 \text{ mg kg}^{-1}$  y en el PM10 de los CR varió de  $35.231$  a  $39.616 \text{ mg kg}^{-1}$  (Fig. 32; Tabla A-3 Anexo). La concentración de Fe en el PM10 de los CR fue similar al obtenido en partículas  $<30 \mu\text{m}$  del polvo resuspendido en caminos de Beijing (Han et al., 2007). En material erosionado de un suelo de la misma región de los suelos de esta tesis, se midieron concentraciones de Fe de hasta  $26.903 \text{ mg kg}^{-1}$  (Aimar, 2016). Los contenidos de Fe total en el PM10 de LA y CR fueron muy superiores a los contenidos determinados en muestras de polvo eólico (Foroushani et al., 2019).

El contenido promedio de Fe disponible en el suelo de los LA osciló entre  $928$  y  $1.126 \text{ mg kg}^{-1}$  (Fig. 33; Tabla A-2 Anexo). Los contenidos de Fe disponible en LA son mayores a los medidos en otras regiones del país y en otros países. En suelos de Córdoba, Argentina, se midieron contenidos de Fe disponible entre  $30,3$  a  $43,2 \text{ mg kg}^{-1}$  (Volmer y Ratto, 2005). En suelos agrícolas bajo siembra directa de Pergamino se determinaron concentraciones de Fe disponible de  $71,4 \text{ mg kg}^{-1}$  (Lavado et al., 1999) y en suelos de Salto (Buenos Aires) se determinaron concentraciones de  $81,2 \text{ mg kg}^{-1}$  (Zubillaga y Lavado, 2002). Sainz Rozas et al. (2013) determinaron para suelos prístinos y agrícolas de la región pampeana concentraciones de Fe disponibles cercanas a  $71 \text{ mg kg}^{-1}$ . En suelos de España reportaron contenidos de Fe disponible de  $27,8 \text{ mg kg}^{-1}$  (Gimeno-García et al., 1996).

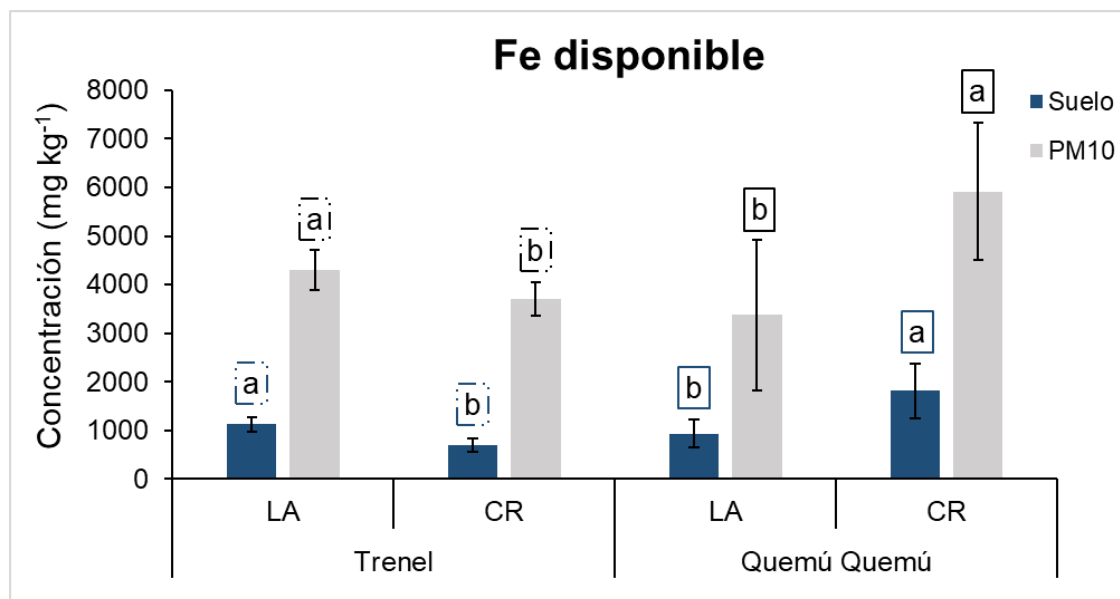


Figura 33. Concentración de hierro disponible en el suelo y en el PM10 de lotes agrícolas (LA) y caminos rurales sin pavimentar (CR). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre las superficies del suelo dentro de cada sitio ( $p < 0,05$ ). Las barras indican la desviación estándar.

El contenido promedio de Fe disponible en el suelo de los CR osciló entre 697 y 1.810 mg kg<sup>-1</sup> (Fig. 33; Tabla A-2 Anexo). No se encontró bibliografía sobre Fe disponible en caminos. Tampoco se encontraron reglamentaciones sobre contenidos máximos permisibles de Fe disponible en suelos. El contenido promedio de Fe disponible en el PM10 de los LA osciló entre 3.372 y 4.299 mg kg<sup>-1</sup> y entre 3.713 y 5.911 mg kg<sup>-1</sup> en el PM10 de los CR (Fig. 33). No se encontraron referencias bibliográficas de Fe disponible en polvo eólico o en material particulado.

Los resultados de esta tesis muestran que las concentraciones de los elementos Cu, Ni, Mn, Fe y Fe disponible fueron mayores en el PM10 que en el suelo en los sitios analizados (Figuras 29 a 33). Estos resultados y la falta de concentraciones umbrales de toxicidad en las leyes de Argentina para Cu, Ni,

Mn, Fe y Fe disponible en el PM10 plantean la necesidad de establecer dichos valores de referencia o umbrales de toxicidad para cada elemento. Mas aún, si se considera que el PM10 puede ingresar al organismo a través del sistema respiratorio y alcanzar incluso, el sistema circulatorio. Los resultados encontrados en este estudio son valores de referencia que podrán ser utilizados para evaluar la exposición al Cu, Mn, Ni y Fe en el material particulado en el ambiente rural y en los poblados rurales durante eventos erosivos. Los resultados de esta tesis constituyen los primeros resultados de concentración Cu, Mn, Ni y Fe en el PM10 emitido por fuentes específicas. Conocer la concentración Cu, Mn, Ni y Fe en el PM10 emitido por LA y CR ayudaría a comprender la dinámica, el ciclo y el desplazamiento de distintos elementos en sistema tierra-atmósfera. De acuerdo con los resultados de esta tesis resulta particularmente importante conocer la concentración de dichos elementos en el PM10 emitido por CR, debido a que estos son una fuente de emisión de polvo importante a la atmósfera (como se mostró en la hipótesis 3a).

En general las concentraciones de los elementos analizados en el suelo fueron mayores en los LA que en los CR, excepto para el Fe disponible en el sitio Quemú Quemú (Fig. 33). Aunque la concentración de los elementos analizados mostró una tendencia a ser mayores en LA que en CR, en general las diferencias no fueron estadísticamente significativas (Fig. 29 a 32), lo que no permite asegurar que exista una acumulación de elementos a causa del uso de fertilizantes. En el PM10 emitido por LA y CR los contenidos de Cu y Mn no se diferenciaron estadísticamente, aunque, en el sitio Quemú Quemú los valores de Cu y Mn en el PM10 emitido por CR fueron más bajos que en LA (Figs. 29 y 31). Las concentraciones de Ni en el PM10 emitido por CR fue más alta que en el

PM10 emitido por LA, aunque sin diferencias estadísticas (Fig. 30). Los contenidos de Fe en el PM10 emitido por CR fueron mayores que el emitido por LA, a excepción del Fe disponible en el sitio Trenel (Figs. 32 y 33).

La tasa de enriquecimiento (TE) es el cociente entre la concentración de un elemento en el PM10 y la concentración de dicho elemento en el suelo. Cuando la TE es mayor a 1 indica que el elemento se encuentra en mayor concentración en el PM10 que en el suelo. Todos los elementos (Fe, Cu, Mn y Ni) se enriquecieron en las PM10 respecto al suelo original (Fig. 34). La ausencia de TE para Cu y Ni en CR de Trenel, se deben a la falta de datos medidos en el PM10 explicado anteriormente. La TE de Cu en los LA fue de 2,6 en el sitio Trenel y de 3,0 en el sitio Quemú Quemú y de 4,0 en CR de Quemú Quemú (Fig. 34). Estos valores fueron superiores a las tasas de enriquecimiento del Cu reportadas por Aimar (2016) en material colectado a 150 cm de altura para un suelo de RSPC. La TE de Mn osciló entre 2,7 (LA, Trenel) y 6,8 (CR, Quemú Quemú). Las TE de Mn en CR fueron mayores que en LA pero sólo en el sitio Quemú Quemú se registraron diferencias estadísticas (Fig. 34). Los valores de TE de Mn obtenidos en esta tesis fueron superiores a los reportados por Aimar (2016). Las TE de Ni osciló entre 1,7 (LA, Quemú Quemú) y 3,2 (CR, Quemú Quemú). La TE en CR fue mayor que en LA pero no se registraron diferencias estadísticas (Fig. 34). No se encontraron referencias bibliográficas sobre TE de Ni. La TE del Fe total osciló entre 1,9 (LA) y 2,4 (CR). Las TE de los CR fueron significativamente mayores a las TE de los LA (Fig. 33). Aimar (2016) reportó menores TE de Fe total. LA TE del Fe disponible osciló entre 3,6 (LA, Quemú Quemú) y 5,6 (CR, Trenel). La TE en los CR fue significativamente mayor que en los LA en el sitio Trenel (Fig. 33).

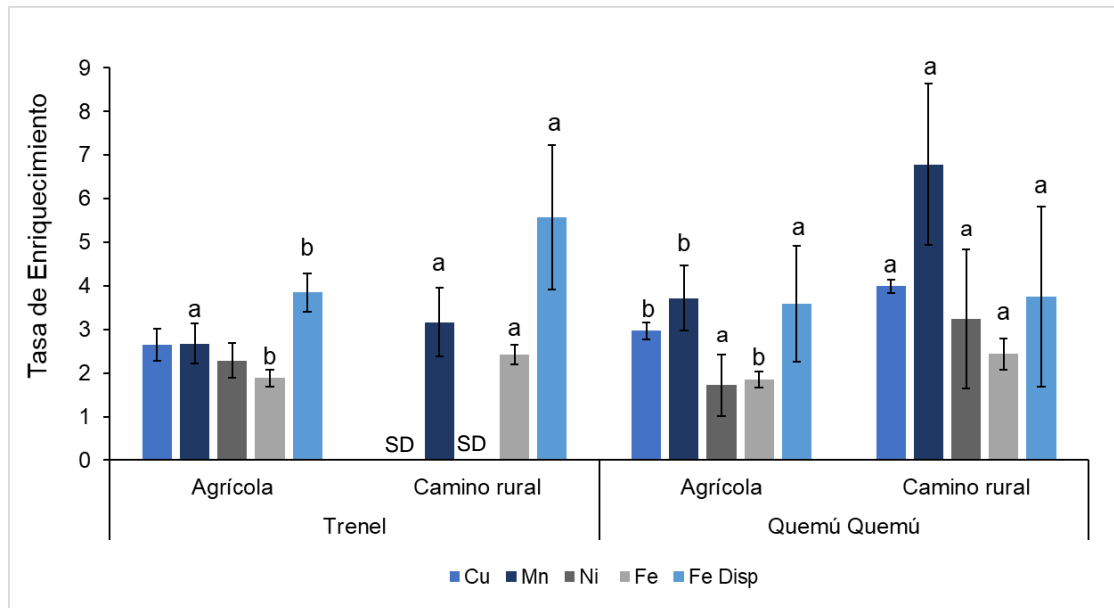


Figura 34. Tasa de enriquecimiento de Fe disponible y elementos totales (Fe, Cu, Mn y Ni) en lotes agrícolas (LA) y caminos rurales sin pavimentar (CR). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre las superficies del suelo dentro de cada sitio ( $p < 0,05$ ). Las barras indican la desviación estándar.

Las TE positivas muestran el potencial de las PM10 para transportar los elementos analizados desde el suelo de LA y CR hacia otras áreas. Uno de los lugares donde puede depositarse el PM10 es en el agua del océano (Jickells, 2005). La producción primaria en el océano puede estar limitada por la falta de hierro disponible, incluso en regiones con alto contenido de macronutrientes como el N y el P (Boyd et al., 2000). El manganeso, cobre y níquel derivados del polvo eólico si bien no suelen limitar en la misma medida que el hierro la productividad, han sido relacionados con el crecimiento de *Synechococcus* oceánico (Mackey et al. 2012) y con desempeñar funciones como cofactores enzimáticos (Mahowald et al., 2018). Por otro lado, y contrariamente a los elementos anteriores, estudios previos han encontrado al Cu como tóxico para cierto plancton (Jordi et al., 2012; Paytan et al., 2009). Los elementos que se



transportan en el PM10 emitido por los suelos agrícolas y caminos rurales de la RSPC pueden potencialmente modificar la dinámica de los nutrientes y ciclos bioquímicos de los ecosistemas marinos. Principalmente el Fe, debido a que los resultados de esta tesis mostraron contenidos de Fe en el PM10 muy elevados (entre 29.806 a 39.616 mg kg<sup>-1</sup>) indicando que el PM10 emitido por LA y CR, puede tener un gran potencial de fertilización de los océanos. Considerando que la emisión actual de PM10 de CR es mayor que la LA (como se demostró en la hipótesis 3 a), los caminos rurales jugarían un rol más importante en la fertilización del océano Atlántico.

# **CAPÍTULO 4**

## **CONCLUSIONES**

El objetivo general de esta tesis fue evaluar la capacidad de emisión de PM10 y caracterizar químicamente el PM10 emitido por suelos de la RSCA. Se encontró que para los suelos de texturas franco a arenoso franco la emisión de PM10 aumenta con el contenido de arena y limo y disminuye con el aumento de arcilla y MO. Si bien los resultados mostraron una relación significativa entre la emisión de PM10 y la textura de los suelos, fue diferente a la encontrada en otros estudios. Es por esto que es necesario seguir investigando la relación entre la textura del suelo y su emisión. Los resultados obtenidos en esta tesis son los primeros en mostrar una relación entre la textura determinada a partir del método de Bouyoucos con la emisión de PM10 de los suelos. Se confirmó lo encontrado en un estudio exploratorio previo, que la eficiencia de emisión disminuye con el aumento del tamaño de los agregados en suelos de la RSCA.

La caracterización química del PM10 emitido mostró que el manejo del suelo afecta la presencia y concentración de glifosato y de AMPA en el suelo y en el PM10. El mayor uso de glifosato en el suelo aumenta el porcentaje de detección y concentración de glifosato y AMPA en el suelo y en el PM10. A su vez se observó una acumulación de glifosato y de AMPA en el PM10 (principalmente de suelos agrícolas y de caminos rurales), coincidiendo con resultados obtenidos en estudios exploratorios previos. Los resultados de esta tesis demostraron que el contenido de AMPA en el PM10 es mayor que el de glifosato. Las estimaciones de la emisión actual mostraron que los caminos rurales son una fuente importante de descarga de glifosato y AMPA a la atmósfera producto de las altas concentraciones de glifosato y AMPA en el PM10 y su alta capacidad de emisión de PM10. Como el PM10 puede transportarse a grandes distancias y depositarse en otros lugares, el PM10 puede contaminar

con glifosato y AMPA lugares muy alejados de las fuentes de emisión. Los elementos Mn, Ni, Cu y Fe se detectaron en el suelo y en el PM10 emitido por suelos agrícolas y caminos rurales. Las concentraciones de Mn, Ni, Cu y Fe en el PM10 fueron superiores a las encontradas en el suelo, sugiriendo que estos elementos se concentran en el material respirable. La falta de valores umbrales para estos elementos en el PM10 no permitieron una correcta interpretación de los resultados. La mayor concentración de los elementos en el PM10 que en el suelo, la capacidad del PM10 de ser transportado a grandes distancias y de penetrar en el sistema respiratorio de los seres humanos, plantea la necesidad de establecer concentraciones umbrales de los diferentes elementos en el PM10.

Los resultados de esta tesis ponen de manifiesto la importancia del PM10 como fuente de transporte de contaminantes desde el suelo hacia la atmósfera y otras áreas. Los caminos rurales constituyen una fuente de emisión de PM10 y transporte de glifosato, AMPA y elementos por unidad de superficie mayor que los suelos productivos bajo distintos manejos. Esto se debió a que, bajo las condiciones actuales de manejo los suelos en producción (agrícolas, agrícolas ganaderos y ganaderos) presentan alta cobertura vegetal que evita la erosión eólica y así la emisión de PM10. Sin embargo, los suelos agrícolas mostraron una elevada capacidad de emitir PM10 y transportar sustancias contaminantes. Este resultado advierte sobre las posibles consecuencias de cambios en el manejo del suelo que reduzcan los niveles de cobertura vegetal.

Futuras líneas de investigación:

- Al no observarse una tendencia clara en la emisión de PM10 según la textura de los suelos, sería importante realizar mayor cantidad de repeticiones en las mediciones de emisión potencial de PM10 de los suelos de distintas texturas y mayor número de suelos por textura. En este estudio no se contaba con el contenido de PM10 de los suelos, datos que serían importantes probablemente para poder explicar las diferencias en los comportamientos de emisión de los suelos. Además, sería interesante comparar la eficiencia de emisión de los suelos a campo con la eficiencia de emisión de la fracción <0,42 mm medida en laboratorio.

- Realizar estudios a campo en áreas rurales y urbanas para confirmar la presencia de glifosato y AMPA en PM10 suspendido en la atmósfera. A su vez estudios futuros debería analizar la presencia y concentración de otros agroquímicos presentes en el PM10 tanto de suelos bajo distintos manejos como de caminos rurales.

- Evaluar la presencia y concentración en el suelo y en el PM10 de otros elementos también relacionados a la aplicación de fertilizantes como Cd, Cr, Pb, As y Zn.

# **CAPÍTULO 5**

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Abdelkader, L., Shand, C., Wendler, R., Mouhouche, B. & Colinet, G. 2019. Concentrations and sources of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb and Zn in soil of the Mitidja plain, Algeria. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 101 (1 - 2): 59 – 74.
- Adamiec, E. 2017. Chemical fractionation and mobility of traffic-related elements in road environments. *Environmental Geochemistry and Health*, 39 (6): 1.457 – 1.468.
- Aimar, S. B. 2002. Estimaciones cualitativas y cuantitativas de pérdidas por erosión eólica en suelos de la Región Semiárida Pampeana Central. Tesis de Magíster en Agronomía. Universidad Nacional del Sur. 143 pp.
- Aimar S. B., Rojas J., Guevara G. and Buschiazzo D. E. 2010. Nutrient losses by wind erosion in an Entic Haplustoll on Chaco, Argentina. VII International Conference on Aeolian Research 106.
- Aimar, S. B., Mendez, M. J., Funk, R. and Buschiazzo, D. E. 2012. Soil properties related to potential particulate matter emissions (PM10) of sandy soils. *Aeolian Research*, 3 (4): 437 - 443.
- Aimar, S. B. 2016. Calidad del material erosionado por el viento en suelos de Argentina. Tesis de Doctorado en Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba. 187 pp.
- Aldunate, P., Paz, O. and Halvorsen, K. 2006. Los Efectos de La Contaminación Atmosférica Por PM10 Sobre La Salud Ciudad de La Paz – Bolivia (3650 m.s.n.M.). *ACTA NOVA* 3: 422 - 442.

- Alfaro, S. C. 2008. Influence of soil texture on the binding energies of fine mineral dust particles potentially released by wind erosion. *Geomorphology*, 93: 157 - 167.
- Alloway, B. J. 2013. Heavy Metals in Soils, Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability (3ra Ed.) United Kingdom. Tesis de Magister en Toxicología. Universidad Nacional de Colombia.
- Alonso, L. L., Demetrio, P. M., Etchegoyen, M. A. and Marino, D. J. 2018. Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agroproductive areas of the pampas region in Argentina. *Science of the Total Environment*, 645: 89 - 96.
- Amante-Orozco, A., 2000. Fine particulate matter generation under controlled laboratory and wind tunnel conditions. A Dissertation in Agronomy. Submitted to the Graduate Faculty of Texas Tech University in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of Doctor of Philosophy, December 2000. p. 198.
- Andrade, M. L., Fernández Covelo, E., Alonso Vega, M. F. 2005. Influencia del manejo agrícola intensivo en la contaminación del suelo. *Revista Pilquen*, N°7
- Angers, D.A., Giroux, M. 1996. Recently deposited organic matter in soil-water-stable aggregates. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 1.547 – 1.551.
- Aparicio, V., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P. and Costa, J. 2013. Environmental fate of glyphosate and



aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93: 1.866 – 1.873

Aparicio, V. C., Aimar, S., De Geronimo, E., Mendez, M. J. and Costa, J. L. 2018. Glyphosate and AMPA concentrations in wind-blown material under field conditions. *Land Degradation & Development*, 29 (5): 1.317 – 1.326.

Avecilla F., Panebianco J. E. & Buschiazzo, D. E. 2016. A wind-tunnel study on saltation and PM10 emission from agricultural soils. *Aeolian Research*, 22: 73-83.

Avecilla, F., Panebianco, J. E., 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.

Avecilla, F., Panebianco, J. E., Mendez, M. J., Buschiazzo, D. E. 2018. PM10 emission efficiency for agricultural soils: comparing a wind tunnel, a dust generator, and the open-air plot. *Aeolian Research*, 32: 116 – 123.

Bagnold, R.A. 1941. *The Physics of Blown Sand and Desert Dunes*. (New York: Methuen). Ed. Chapman and Hall/Methuen.

Balayiannis, G. and Balayiannis, P. 2008. Bee honey as an environmental bioindicator of pesticides occurrence in six agricultural areas of Greece. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, 55 (3): 462 - 470.

Baldock, J. A. 2002. In: Huang, P.M., Bollag, J.-M., Senesi, S. (Eds.), *Interactions of Organic Materials and Microorganisms with Minerals in the Stabilization of Soil Structure*. John Wiley & Sons, Chichester, U.K., pp. 85 - 132.

- Ballabio, C., Panagos, P., Lugato, E., Huang, J.-H., Orgiazzi, A., Jones, A., Montanarella, L. 2018. Copper distribution in European topsoils: An assessment based on LUCAS soil survey. *Science of The Total Environment*, 636: 282 - 298.
- Battaglin, W. A., Meyer, M. T., Kuivila, K. M., Dietze, J. E. 2014. Glyphosate and its degradation product AMPA occur frequently and widely in U.S. soils, surface water, ground-water, and precipitation. *Journal of the American Water Resources Association*, 50: 275 - 290.
- Benites, J. R., Saintroint, D. y Morimoto, K. 1994. Degradación de suelos y producción agrícola en Argentina, Bolivia, Brasil, Chile y Paraguay. En: *Erosión en suelos de América Latina*, FAO, Santiago de Chile, Chile. 83-114.
- Bento, C. P. M., Yang, X., Gort, G., Xue, S., van Dam, R., Zomer, P., Mol, H. G. J., Ritsema, C. J. and Geissen, V. 2016. Persistence of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in loess soil under different combinations of temperature, soil moisture and light/darkness. *Science of the Total Environment*, 572: 301 - 311.
- Bento, C. P. M., Goossens, D., Rezaei, M., Riksen, M., Mol, H. G. J., Ritsema, C. J. and Geissen, V. 2017. Glyphosate and AMPA distribution in wind-eroded sediment derived from loess soil. *Environmental Pollution*, 220: 1.079 – 1.089.
- Bento, C. P. M., 2018. Glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) behavior in loess soils and off-site transport risk assessment. PhD thesis. Wageningen University, The Netherlands.

- Bergstrom, L., Borjesson, E., Stenstrom, J. 2011. Laboratory and lysimeter studies of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in a sand and a clay soil. *Journal of Environmental Quality*, 40: 98 – 108.
- Bonomelli, C., Bonilla, C. and Valenzuela, A. 2003. Efecto de la fertilización fosforada sobre el contenido de cadmio en cuatro suelos de Chile. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 38 (10): 1.179 – 1.186.
- Borggaard, O. K. and Gimsing, A. L. 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Management Science*, 64: 441 – 456.
- Bouyoucos, G. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronomy Journal*, 54: 464 - 465.
- Boyd, P. W. et al. 2000. Mesoscale phytoplankton bloom in the polar Southern Ocean stimulated by iron fertilization. *Nature*, 407: 695 – 702.
- Bray, R. H., Kurtz, L. T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59 (1): 39 – 46.
- Briceño, J., Tonato, E., Silva, M., Paredes, M. and Armado, A. 2020. Evaluación del contenido de metals en suelos y tejidos comestibles de *Allium fistulosum L.* on crops near the Tungurahua Volcano. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*, 32 (2): 112 - 123.
- Buschiazzo, D. E., Abascal, S. and Zobeck, T. 2007. Wind erosion in tillage systems in the semiarid Pampa of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 69: 29 - 39.

- Calderón-Garcidueñas, L., Torres-Jardon, R., Kulesza, R. J., Park, S. B. and D'Angiulli, A. 2014. Air Pollution and Detrimental Effects on Childrens Brain. The need for a multidisciplinary approach to the issue complexity and challenges. *Frontiers in Human Neuroscience*, 8: 613.
- Cámara de la Industria Argentina de Fertilizantes y Agroquímicos, 2019. <https://www.ciafa.org.ar/>.
- Camilión, M., Hurtado, M., Roca, A., Da Silva, M., Mormeneo, L. and Guichon, B. 1995. Niveles geogénicos y antropogénicos de metales pesados en suelos del Partido de La Plata y sus alrededores. *Actas IV Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses (Junín) 2*: 57 – 65.
- Cano, E. G., Casagrande, H. A., Conti, B., Fernandez, R., Hevia, J. C., Lea Plaza, D., Maldonado Pinedo, H., Martinez, M. A., Montes y Peña Zubiato, C. A. 1980. *Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. Clima, Geomorfología, Suelo y Vegetación*. INTA. Gobierno de La Pampa. UNLPam. Santa Rosa. 493 pp.
- Carvacho, O. F., Ashbaugh, L. L., Brown, M. S. and Flocchini, R. G. 2004. Measurement of PM<sub>2.5</sub> emission potential from soil using the UC Davis resuspension test chamber. *Geomorphology*, 9: 75 - 80.
- CASAFE. 2012. Cámara Agropecuaria de Sanidad y Fertilizantes. <http://www.casafe.org/>
- Cassar, N., Bender, M. L., Barnett, B. A., Fan, S., Moxim, W. J., Levy, H., & Tilbrook, B. 2007. The Southern Ocean Biological Response to Aeolian Iron Deposition. *Science*, 317 (5.841): 1.067 – 1.070.

- Charter, R. A., Tabatabai, M. A., & Schafer, J. W. 1993. Metal contents of fertilizers marketed in Iowa. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 24 (9-10), 961 - 972.
- Chepil, W. S. 1945. Dynamics of wind erosion: I. Nature of movement of soil by wind. *Soil Science*, 60: 305 - 332.
- Chepil, W. S. 1957. Width of field strips to control erosion. *Kansas Agr. Expt. Sta. Techn. Bull.* 92 pp.
- Chepil, W. S. 1962. A compact rotary sieve and the importance of dry sieving in physical soil analysis. *Soil Science Society of America Proceedings*, 26: 4 - 6.
- Chow, J. C. and Watson, J. G. 2002. Review of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> Apportionment for Fossil Fuel Combustion and Other Sources by the Chemical Mass Balance Receptor Model. *Energy & Fuels*, 16 (2): 222 - 260.
- Cessna, A. J., Donald, D. B., Bailey, J., Waiser, M. J. and Headley, J. 2006. Persistence of the sulfonylurea herbicides Thifensulfuron-Methyl, Ethametsulfuron-Methyl and Metsulfuron-Methyl in Farm Dugouts. *Journal of Environmental Quality*, 35 (6): 2.395 - 401.
- Clausnitzer, H. and Singer, M. J. 2000. Environmental influences on respirable dust production from agricultural operations in California. *Atmospheric Environment*, 34: 1.739 – 1.745.
- Clay, S. A., Desutter, T. M., Clay, D. E. 2001. Herbicide concentration and dissipation from surface wind-erodible soil. *Weed Science*, 49: 431 - 436.

- Colazo, J. C. and Buschiazzi, D. E. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma*, 159 (1): 228 - 236.
- Consejo Vial Federal, 2019. [www.cvf.gov.ar](http://www.cvf.gov.ar).
- Córdova, R. A., Tomazetti, M., Refatti, J. P., Agostinetto, D., Avila, L. A., Camargo, E. R. 2020. Drift distance in aircraft glyphosate application using rice plants as indicators. *Planta Daninha* 38, e020223422.
- Coupe, R. H., Kalkhoff, S. J., Capel, P. D. and Gregoire, C. 2012. Fate and transport of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters of agricultural basins. *Pest Management Science*, 68: 16 - 30.
- Cui, M., Lu, H., Etyemezian, V., Su, Q. 2019. Quantifying the emission potentials of fugitive dust sources in Nanjing, East China. *Atmospheric Environment*, 207: 129 - 135.
- Daryanoosh, M., Goudarzi, G., Rashidi, R., Keishams, F., Hopke, P. K., Mohammadi, M. J., Nourmoradi, H., Sicard, P., Takdastan, A., Niri, M. V., Veysi, M., Kianizadeh, M. and Khaniabadi, Y. O. 2017. Risk of Morbidity Attributed to Ambient PM10 in the Western Cities of Iran. *Toxin Reviews*, 37: 313 - 318.
- Di Rienzo, J. A., Balzarini, M., Casanoves, F., González, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. 2002. Infostat/Profesional versión 1.1.
- de Oro, L. A. 2010. Rugosidad superficial y erosión eólica en suelos de la región semiáridad pampeana central argentina (RSPC). Tesis de Doctorado en Agronomía. Universidad Nacional del Sur. 177 pp.

- Errecalde, F., Boluda, R., Lagarda, M. J. & Farre, R. 1991. Índices de contaminación por metales pesados en suelos de cultivo intensivo Aplicación en la comarca de L'Horta (Valencia) Suelo y Planta 1, 483 - 494.
- Ewen, C., Anagnostopoulou, M. A. & Ward, N. I. 2008. Monitoring of heavy metal levels in roadside dusts of Thessaloniki, Greece in relation to motor vehicle traffic density and flow. *Environmental Monitoring and Assessment*, 157 (1 - 4): 483 – 498.
- Ewers, U. 1991. Standards, guidelines and legislative regulations concerning metals and their compounds. In: *Metal and their compounds in the environment: Occurrence, Analysis and Biological Relevance*. Maria, E. (Ed.), VCH, Weinheim, New York, USA. pp. 458-468.
- Fernandez, R., Quiroga, A. y Noellemeyer, E. 2017. Comparación de métodos de determinación de textura en Ustoles de la Región Semiárida Pampeana. Capítulo 10. En: Kloster, N. (eds). *Métodos de análisis e implementación de Calidad en el Laboratorio de Suelos*. Publicación Técnica INTA N° 106, 82 pp.
- Foroushani, M. A., Opp, C. and Groll, M. 2019. Chemical Characterization of Aeolian Dust Deposition in Southern and Western Iran. *Asian Journal of Geographical Research*, 2 (2): 1 – 22.
- Freedman, B. and Hutchinson, T. C. 1981. Sources of Metal and Elemental Contamination of Terrestrial Environments. In: *Effect of Heavy Metal Pollution on Plants*. (ed. N. W. Lepp). Vol. 2. *Metals in the Environment*. Applied Science Publishers. London: pp. 35 - 94.

- Fung, I. Y., Meyn, S. K., Tegen, I., Doney, S. C., John, J. G. and Bishop, J. K. B. 2000. Iron supply and demand in the upper ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, 14: 281 - 295.
- Funk, R., Reuter, H. I., Hoffman, C., Engel, W. and Öttl, D. 2008. Effect of moisture on fine dust emission from tillage operations on agricultural soils. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33 (12): 1.851 – 1.863.
- Garcia, L. S., Milesi Delaye, L. A., Darder, M. L., Caprile, A. C., Andriulo, A. E. 2019. Contenido de elementos traza en argiudoles de la cuenca del arroyo Pergamino bajo agricultura continua. *Ciencia del suelo*, 37 (2): 257 – 268.
- Giesy, J. P., Dobson, S. and Solomon, K. R. 2000. Ecotoxicological risk assessment for Roundup® herbicide. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 167: 35 - 120.
- Gil, C., Ramos-Miras, R. y Boluda, R. 2002. Niveles estándar de Cu, Zn y Co y evaluación de la contaminación en los suelos de los invernaderos de La Comarca del Poniente (Almería, España). *Edafología*, 9 (3): 283 - 294.
- Gill, T. E. 1996. Eolian sediments generated by anthropogenic disturbance of playas: human impacts on the geomorphic system and geomorphic impacts on the human system. *Geomorphology*, 17 (1 - 3): 207 - 228.
- Gill, T. E., Zobeck, T. M., Stout, J. E, Gregory, J. M. 1999. Fugitive dust generation in the laboratory. In: *Proceedings of the Wind Erosion Internantional Symposium Workshop*. USDA-ARS Wind Erosion Research Unit, Kansas State Univ. Manhattan, KS.



- Gill, T. E., Zobeck, T. M. and Stout, J. E. 2006. Technologies for laboratory generation of dust from geological material. *Journal of Hazardous Materials*, 122: 1 - 13.
- Gimeno-García, E., Andreu, V. & Boluda, R. 1996. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. *Environmental Pollution*, 92 (1): 19 – 25.
- Gimsing, A. L, Szilas, C. and Borggaard, O. K. 2007. Sorption of glyphosate and phosphate by variable-charge tropical soils from Tanzania. *Geoderma*, 138: 127 - 132.
- Ginoux, P., Chin, M., Tegen, I., Prospero, J. M., Holben, B., Dubovik, O. and Lin, S. J. 2001. Sources and distributions of dust aerosols simulated with the GOCART model. *Journal of Geophysical Research*, 106: 20.255 – 20.273.
- Goossens, D., Buck, B. 2009. Dust emission by off-road driving: experiments on 17 arid soil types, Nevada, USA. *Geomorphology*, 107: 118 - 138.
- Graham, R. M., De Boer, A. M., van Sebille, E., Kohfeld, K. E. and Schlosser, C. 2015. Inferring source region sand supply mechanisms of iron in the Southern Ocean from satellite chlorophyll data. *Deep-Sea Research*, 104: 9 - 25.
- Guo, L., Zhu, N., Guo, Z., Li, G. K., Chen, C., Sang, N. and Yao, Q. C. 2012. Particulate Matter (PM10) exposure induces endothelial dysfunction and inflammation in rat brain. *Journal of Hazardous Materials*, 213 - 214, 28 - 37.

- Han, L., Zhuang, G., Cheng, S., Wang, Y. and Li, J. 2007. Characteristics of re-suspended road dust and its impact on the atmospheric environment in Beijing. *Atmospheric Environment*, 41 (35): 7.485-7.499.
- Harrison, K. 2000. Role of increased marine silica input on paleo-pCO<sub>2</sub>. *Paleoceanography* 15 (3): 292 - 298.
- Herut, B., Nimmo, M., Medway, A., Chester, R. and Krom, M. 2001. Dry deposition at the Mediterranean coast of Israel (SE Mediterranean): sources and fluxes. *Atmospheric Environment*, 35: 803 - 813.
- Hevia, G. G., Mendez, M. J., Buschiazzi, D. E. 2007. Tillage affects soil aggregation parameters linked with wind erosion. *Geoderma*, 140: 90 - 96.
- Ho, T.-Y. 2013. Nickel limitation of nitrogen fixation in *Trichodesmium*. *Limnology and Oceanography*, 58: 112 - 120.
- Hoffmann, C., Funk, R., Wieland, R., Li, Y. and Sommer, M. 2008. Effects of grazing and topography on dust flux and deposition in the Xilingele grassland, Inner Mongolia. *Journal of Arid Environments*, 72 (5): 792 - 807.
- Jickells, T. D., et al. 2005. Global iron connections between desert dust, ocean biogeochemistry, and climate, *Science*, 308: 67 – 71.
- Jickells, T. and Moore, C. M. 2015. The importance of atmospheric deposition for ocean productivity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46: 481 - 501.
- Jordi, A., Basterretxea, G., Tovar-Sanchez, A., Alastuey, A. & Querol, X. 2012. Copper aerosols inhibit phytoplankton growth in the Mediterranean Sea. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 109, 21.246 – 21.249.

- INTA, Gobierno de La Pampa y Universidad Nacional de La Pampa.1980. Inventario Integrado de la Provincia de La Pampa. 493 pp.
- IPCC, 2001: Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noquer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell y C.A. Johnson (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América, 881 págs.
- Kim, S. E., Bell, M. L., Hashizume, M., Honda, Y., Kan, H. and Kim, H. 2018. Associations between mortality and prolonged exposure to elevated particulate matter concentrations in East Asia. *Environment International*, 110: 88 - 94.
- Korcz, M., Fudała, J. and Klis, C. 2009. Estimation of Wind Blown Dust Emissions in Europe and Its Vicinity. *Atmospheric Environment*, 43: 1410 – 1420.
- la Cecilia, D., Maggi, F. 2018. Analysis of glyphosate degradation in a soil microcosm. *Environmental Pollution*, 233: 201 - 207.
- Lægreid, M., Bockman, O. C. and Kaarstad, O. 1999. *Agriculture, fertilizers and the environment*. CABI publishing.
- Laitinen, P., Siimes, K., Eronen, L., Ramo, S., Welling, L., Oinonen, S., Mattsoff, L., Ruohonen-Lehto, M. 2006. Fate of the herbicides glyphosate, glufosinate-ammonium, phenmedipham, ethofumesate and metamitron in two Finnish arable soils. *Pest Management Science*, 62: 473 - 491.

- Laprade, K. E. 1957. Dust-storm sediments of Lubbock Area, Texas. Bull. American Association of Petroleum Geologists, 41: 709-726.
- Laribi, A., Shand, C., Wendler, R., Mouhouche, B. & Colinet, G. 2019. Concentrations and sources of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb and Zn in soil of the Mitidja plain, Algeria, Toxicological Dust-storm sediments of Lubbock Area, Texas. Bull. Am. Assoc.Petrol. Geol. 41: 709 - 726.
- Larney, F. J., Cessna, A. J., Bullock, M. S. 1999. Herbicide transport on wind-eroded sediment francis. Journal of Environmental Quality, 28: 1.412 – 1.421.
- Lavado, R. S., Porcelli, C. A. & Alvarez, R. 1999. Concentration and distribution of extractable elements in a soil as affected by tillage systems and fertilization. Science of The Total Environment, 232(3): 185 –191.
- Lavado, R. S., Zubillaga, M. S., Alvarez, R., Taboada, M. A. 2004. Baseline Levels of Potentially Toxic Elements in Pampas Soils. Soil & Sediment Contamination, 13: 42 – 437.
- Li, J., Okin, G. S., Alvarez, L. and Epstein, H. 2009. Sediment deposition and soil nutrient heterogeneity in two desert grassland ecosystems, southern New Mexico. Plant and Soil, 19: 67 - 84.
- Li, Z., Ji, Y., Ma, H., Zhao, P., Zeng, X., Liu, S., Jiang, Y., Wang, L., Liu, A., Gao, H., Liu, F. and Mwangi, J. K. 2017. Characterization of Inorganic Elements within PM2.5 and PM10 Fractions of Fly Ashes from Coal-Fired Power Plants. Aerosol Air Quality Research, 17 (4): 1.105 – 1.116.

- López Carnelo, G., Miguez, S. R., Marban, L. 1997. Heavy Metals Input with Phosphate Fertilizers used in Argentina. *The Science of Total Environment*, 204 (3): 245 – 250.
- López, S. C., Perelman, P. E., Rivara, M., Castro, M. A., Faggi, A. 2006. Características del suelo y concentración de metals a lo largo de un gradiente de urbanización en Buenos Aires, Argentina. *Multequina*, 15: 69 - 80.
- Mackey, K. R. M., Mioni, C. E., Ryan, J. P. & Paytan, A. 2012. Phosphorus Cycling in the Red Tide 34 Incubator Region of Monterey Bay in Response to Upwelling. *Frontiers in Microbiology*, 3.
- Maffei, J. A., Vallone, R., González, M., Olmedo, G. F., Haist, W., Maffei, E. and Mastrantonio, L. 2012. Metales pesados disponibles y totales en suelos irrigados del Río Mendoza. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Mahecha-Pulido J. D., Trujillo-González J. M., Torres-Mora, M. A. 2015. Contenido de metales pesados en suelos agrícolas de la región del Ariari, Departamento del Meta. *Orinoquia*, 19 (1): 118 - 122.
- Mahowald, N. M., Engelstaedter, S., Luo, C., Sealy, A., Artaxo, P., Benitez-Nelson, C., Bonnet, S., Chen, Y., Chuang, P. Y., Cohen, D. D., Dulac, F., Herut, B., Johansen, A. M., Kubilay, N., Losno, R., Maenhaut, W., Paytan, A., Prospero, J. M., Shank, L. M. and Siefert, R. L. 2009. Atmospheric iron deposition: global distribution, variability, and human perturbations. *Annual review of marine science*, 1: 245 - 278.

- Mahowald, N. M., Hamilton, D. S., Mackey, K. R., Moore, J. K., Baker, A. R., Scanza, R. A. and Zhang, Y. 2018. Aerosol trace metal leaching and impacts on marine microorganisms. *Nature Communications*, 9 (1): 2.614.
- Marti, L., Filippini, M. F., Salcedo, C., Drovandi, A., Troilo, S., Valdés, A. E. 2011. Evaluación de metales pesados en suelos de los oasis irrigados de la Provincia de Mendoza: I. Concentraciones totales de Zn, Pb, Cd y Cu. *Revista FCA UNCUYO*, 43 (2): 203 - 221.
- Masri, Z., Zobisch, M., Bruggeman, A., Hayek, P. and Kardous, M. 2003. Wind erosion in a marginal Mediterranean dryland area: a case study from the Khanasservalley, Syria. *Earth Surface Processes Landforms*, 28: 1.211 – 1.222.
- Mendez, M. J., Buschiazzo, D. E. 2008. Derivation of plant growth coefficients for the use in wind erosion models in Argentina. *Soil Science*, 173: 468 - 479.
- Mendez, M. and Buschiazzo, D. E. 2010. Wind erosion risk in agricultural soils under different tillage systems in the semiarid Pampa of Argentina. *Soil & Tillage Research*, 106: 311 - 316.
- Mendez, M., Panebianco, J. E. and Buschiazzo, D. E. 2013. A new dust generator for laboratory dust emission studies. *Aeolian Research*, 8: 59 - 64.
- Mendez, M. J. and Buschiazzo, D. E. 2014. Soil coverage evolution and wind erosion risk on summer crops under contrasting tillage systems. *Aeolian Research*, 16: 117 - 124.

- Mendez, M.J., Aimar, S. B. and Buschiazzo, D. E. 2015. PM10 emissions from aggregate fractions of an Entic Haplustoll under two contrasting tillage systems. *Aeolian Research*, 19: 195 - 201.
- Mendez, M. J.; Aimar, S. B.; Aparicio, V.; Buschiazzo, D.; De Geronimo, E. and Costa, J. L. 2017. Glyphosate and AMPA content in the PM10 emitted by a soil of the central semiarid region of Argentina (CSRA). Póster.
- Meskhidze, N. 2007. Iron biogeochemistry in the Southern Ocean and the possible role of Patagonian Dust in ocean fertilization. Multidisciplinary Workshop on Southern South American Dust. Puerto Madryn, Argentina.
- Morman, S. A., Plumlee, G. S., 2013. The role of airborne mineral dusts in human disease. *Aeolian Research*, 9: 203 - 212.
- Ngole-Jeme, V. M. 2016. Heavy metals in soils along unpaved roads in south west Cameroon: Contamination levels and health risks. *Ambio: A Journal of the Human Environment*, 45 (3): 374 – 386.
- Okada, E., Costa, J. L., Bedmar, F., 2016. Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage. *Geoderma*, 263: 78 - 85.
- Okada, E., Pérez, D., de Geronimo, E., Aparicio, V., Massone, H., Costa, J. L., 2018. Non-point source pollution of glyphosate and AMPA in a rural basin from the southeast Pampas, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (9): 15.120 – 15.132.

- Okonkwo, J. O., Moja, S. J. & Forbes, P. 2009. Manganese levels and chemical fractionation in street dust in South Africa. *International Journal of Environment and Pollution*, 36 (4): 350.
- Organización Mundial de la Salud. 2021. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329> Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO
- Pagotto, C., Rémy, N., Legret, M. & Le Cloirec, P. 2010. Heavy Metal Pollution of Road Dust and Roadside Soil near a Major Rural Highway. *Environmental Technology*, 22 (3): 307 – 319.
- Panagos, P., Ballabio, C., Lugato, E., Jones, A., Borrelli, P., Scarpa, S., Orgiazzi, A. and Montanarella, L. 2018. Potential Sources of Anthropogenic Copper Inputs to European Agricultural Soils. *Sustainability*, 10 (7): 2.380.
- Panebianco, J. E., Buschiazzo, D. E. 2008. Erosion predictions with the Wind Erosion Equation (WEQ) using different climatic factors. *Land Degrad. Dev.* 19, 36–44.
- Panebianco, J. E., Méndez, M. J. and Buschiazzo, D. E. 2016. PM<sub>10</sub> Emission, Sandblasting Efficiency and Vertical Entrainment During Successive Wind-Erosion Events: A Wind-Tunnel Approach. *Boundary-Layer Meteorology*, 161: 335 - 353.
- Parvej, S., Naik, D., L., Sajid, H. U., Kiran, R., Huang, Y. and Thanki, N. 2021. Fugitive Dust Suppression in Unpaved Roads: State of the Art Research Review. *Sustainability*, 13 (4), 2.399.



- Paytan, Adina, Katherine R. M. Mackey, Ying Chen, Ivan D. Lima, Scott C. Doney, Natalie Mahowald, Rochelle Labiosa, and Anton F. Post. 2009. Toxicity of atmospheric aerosols on marine phytoplankton. *Proceedings of the National Academy of Science* 106: 4.601 – 5.
- Peterson, E. 2006. Management systems in southern South America. De Buschiazzo D. E. In: Peterson GA, Unger PW, Payne WA (Eds.) *Dryland Agriculture*, 2nd Ed., Monograph 23. ASA/CSSA/SSSA, Madison, WI. Pp 395 - 426.
- Pope, C. A., III, and Dockery, D. W. 1999. Epidemiology of Particle Effects. In *Air Pollution and Health*, edited by S. T. Holgate, J. M. Samet, H. S. Koren, and R. L. Maynard. Academic Press, London, UK.
- Pope, C. A. and Dockery, D. W. 2006. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the Air and Waste Management Association*: 56: 1.368 – 1.380.
- Primost, J. E., Marino, D. J. G., Aparicio, V. C., Costa, J. L., Carriquiriborde, P. 2017. Glyphosate and AMPA, “pseudo-persistent” pollutants under real-world agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem, Argentina. *Environmental Pollution*, 229: 771 - 779.
- Provenzano, M. R., El Bilali, H., Simeone, V., Baser, N., Mondelli, D., & Cesari, G. 2010. Copper contents in grapes and wines from a Mediterranean organic vineyard. *Food Chemistry*, 122 (4): 1.338 – 1.343.
- Puget, P., Chenu, C., Baldesdent, J. 1995. Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils. *European Journal of Soil Science*, 46: 449 - 459.

- Quiroga, A., Fernández, R., Ormeño, O., Manera, E. and Fuentes, N. 2007. Efectos del sistema de labranza y la ganadería sobre propiedades de un Haplustol Entico. En: INTA, Aspectos de la evaluación y el manejo de los suelos en la región semiárida pampeana. Publicación técnica 69, 90 pp.
- Radziemska, M., Fronczyk, J. 2015. Level and Contamination Assessment of Soil along an Expressway in an Ecologically Valuable Area in Central Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12 (10): 13.372 – 13.387.
- Ramirez Haberkon, N. B., Aparicio, V. C., Buschiazzi, D. E., De Geronimo, E., Aimar, S. B., Costa, J. L., Mendez, M. J. 2020. Glyphosate and AMPA concentrations in the respirable dust emitted experimentally by soil aggregates, shortly after herbicide application. *Geoderma*, 369.
- Ratto, S., Marceca, E., Moscatelli, G., Abbruzese, D., Bardi, H., Bossi, M., Bres, P., Cordon, G., Di Nano, M. Murrini, L. Potarsky K. & Williams, F. 2004. Evaluación de la contaminación orgánica e inorgánica en un suelo aluvial de la costa del Riachuelo, Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral*, 14: 179 - 190.
- Rees, T. A. V., Bekheet, I. A. 1982. The role of nickel in urea assimilation by algae. *Planta*, 156: 385 - 387.
- Reyzábal, L., Andrade, L., Marcet, P. and Montero, M. J. 2000. Effect of long-term cultivation on zinc and copper contents in soils from the Bahía Blanca horticultural belt (Argentina). *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31: 9 - 10, 1.155 – 1.167.

- Romic, M. & Romic, D. 2003. Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environmental Geology*, 43(7): 795–805.
- Rueppel, M. L., Brightwell, B. B., Schaefer, J. and Marvel, J. T. 1977. Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 25: 517 - 528.
- Sager, M., Chon, H. T., Marton, L. 2015. Spatial variation of contaminant elements of roadside dust samples from Budapest (Hungary) and Seoul (Republic of Korea), including Pt, Pd and Ir. *Environmental Geochemistry and Health*, 37: 181 - 193.
- Sainz Rozas, H. R., Eyherabide, M., Echeverría, H.E., Barbieri, P., Angelini, H., Larrea, G.E., Ferraris, G. N. y M. Barraco. 2013. ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos? En: F. García y A. Correndo (Eds.). Simposio Fertilidad 2013: Nutrición de Cultivos para la Intensificación Productiva Sustentable. 22-23 de Mayo de 2013. Rosario. IPNI Cono Sur-Fertilizar AC: 62-72.
- Satorre, E. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy*, 15: 24 - 31.
- Schlichting, E., Blume, H-P. & Stahl, K. 1995. *Bodenkundliches Praktikum*. Blackwell, Berlin. 295 pp.
- Shao, Y. P. 2008. *Physics and Modelling of Wind Erosion*. Atmospheric and Oceanographic Sciences Library. 2nd edn (Heidelberg: Springer).
- Shao, Y., Wyrwoll, K. H., Chappell, A., Huang, J., Lin, Z., McTainsh, G. H., Mikami, M., Tanaka, T. Y., Wang, X. and Yoon, S. 2011. Dust cycle: An

emerging core theme in Earth system science. *Aeolian Research*, 2 (4): 181 - 204.

Sharratt, B. 2011. Size distribution of windblown sediment emitted from agricultural fields in the Columbia Plateau. *Soil Science Society of America Journal*, 75: 1.054 – 1.060.

Sheals, J., Sjöberg, S. and Persson, P. 2002. Adsorption of glyphosate on goethite: molecular characterization of surface complexes. *Environmental Science & Technology*, 36: 3.090 – 3.095.

Shi, G., Chen, Z., Xu, S., Zhang, J., Wang, L., Bi, C., & Teng, J. 2008. Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 156(2): 251 - 260.

Silva, V., Montanarella, L., Jones, A., Fernandez-Ugalde, O., Mol, H. G. J., Ritsema, C.J., Geissen, V. 2018. Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. *Science of the Total Environment*, 621: 1.352 – 1.359.

Simonsen, L., Fomsgaard, I. S., Svensmark, B., Spliid, N. H. 2008. Fate and availability of glyphosate and AMPA in agricultural soil. *Journal of Environmental Science and Health, Part B* 43 (5): 365 - 378.

Skidmore, E. L., Hagen, L. J., Armburst, D. V., Durar, A. A., Fryrear, D. W., Potter, K. N., Wagner, L. E. and Zobeck, T. M. 1994. Methods for investigating basic processes and conditions affecting wind erosion. In: Lal, R. (Ed.) "Soil Erosion Research Methods". Soil and Water Conservation Society. Ankeny, USA, 295 - 330.

- Socorro, J., Durand, A., Temime-Roussel, B., Gligorovski, S., Wortham, H., Quivet E., 2016. The persistence of pesticides in atmospheric particulate phase: an emerging air quality issue. *Scientific Reports* 6, 33.456.
- Soil Survey Division Staff. 1993. Soil survey manual. Soil conservation service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18: Washington, DC.
- Sun, Q., Hong, X., Wold, L. E. 2010. Cardiovascular effects of ambient particulate air pollution exposure, *Circulation*: 121(25): 2.755 – 2.765.
- Surucu, A., Mohammad, M., Günal, E. A., Budak, M. 2018. Concentration of heavy metals in soils along three major roads of Sulaimani, northeast Iraq. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 13 (2): 523 - 538.
- Torri, S. L., Urricariet, S., Lavado, R. S. 2015. Micronutrientes y elementos traza. En: Echeverría, H. E.; García, F. O. (eds). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. 2ª. ed. Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina. Pp. 357 - 378.
- U.S. EPA. 1993. Registration Eligibility Decision (RED) Glyphosate. Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs and Toxic Substances, Washington, DC: USA.
- U.S. EPA. 1995. AP-42, Compilation of Air Pollutant Emission factors. Washington, DC. Vol. I. 5th ed: 1-10. <http://www.epa.gov/ttnchie1/conference/ei10/fugdust/macdougall.pdf>.
- Van Pelt, R. S. and Zobeck, T. M. 2007. Chemical constituents of fugitive dust. *Environmental Monitoring and Assessment*, 130: 3 - 16.

- Vereecken, H. 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Management Science*, 61 (12): 1.139 – 1.151.
- Vitanovic, E. 2012. Use of Cu Fungicides in Vineyards and Olive Groves. *Fungicides for Plant and Animal Diseases*.
- Volmer Buffa, E. y Ratto, S. E. 2005. Disponibilidad de cinc, cobre, hierro y manganeso extraíble con DTPA en suelos de Córdoba (Argentina) y variables edáficas que la condicionan. *Ciencia del Suelo*, 23 (2): 107 - 114.
- Walkley, A. and Black, I. A. 1934. An examination of the Degtfareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37: 29 - 38.
- Wander, M. M. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. In: Magdoff, F., Weil, R. (Eds.), *Advances in Agroecology*. CRC Press, Boca Raton, pp. 67 – 102.
- Werkenthin, M., Kluge B., Wessolek, G. 2014. Metals in European roadside soils and soil solution – A review. *Environmental Pollution*, 189: 98 – 110.
- West, J. J., Cohen, A., Dentener, F., Brunekreef, B., Zhu, T., Armstrong, B., Bell, M. L., Brauer, M., Carmichael, G., Costa, D. L., Dockery, D. W., Kleeman, M., Krzyzanowski, M. N., Künzli, N., Lousse, C., Shih-Chun, C. L., Martin, R. V., Pöschl, U., Arden Pope, C., Roberts, J. M., Russell, A. G. and Wiedinmyer, C. 2016. What We Breathe Impacts Our Health: Improving Understanding of the Link between Air Pollution and Health. *Environmental Science & Technology*, 50: 4.895 – 4.904.

- Whicker, J. J., Breshears, D. D. and Field, J. P. 2014. Progress on relationships between horizontal and vertical dust flux: Mathematical, empirical and risk-based perspectives. *Aeolian Research*, 14: 105 – 111.
- Woodruff, N. P., Siddoway, F. H. 1965. A wind erosion equation. *Soil Science Society of America, Proceedings*, 29: 602 - 608.
- Yang, X., Wang, F., Bento, C. P. M., Meng, L., van Dam, R., Mol, H., Liu, G., Ritsema, C. J. and Geissen, V. 2015. Decay characteristics and erosion-related transport of glyphosate in Chinese loess soil under field conditions. *Science of the Total Environment*, 530 - 531, 87 - 95.
- Yigiterhan, O., Alföldy, B., Giamberini, M., Turner, J. C., Al-Ansari, E. S., Abdel-Moati, M. A., Al-Maslamani, I., Mahfouz, M., Elobaid, E., Hassan, H., Obbard, J. P. and Murray, J. W. 2018. Geochemical composition of Aeolian dust and surface depositions from the Qatar Peninsula. *Chemical Geology*, 476: 24 - 25.
- Zenchelsky, S. T., Delany, A. C. and Pickett, R. A. 1976. The organic component of windblown soil aerosol as a function of wind velocity. *Soil Science* 122: 129 -179.
- Zhang, X.-Y., Tang, L.-S., Zhang, G. & Wu, H.-D. 2008. Heavy Metal Contamination in a Typical Mining Town of a Minority and Mountain Area, South China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 82 (1): 31 – 38.
- Zhuang, G., Duce, R. A. and Kester, D. R. 1990. The dissolution of atmospheric iron in surface seawater of the open ocean. *Journal of Geophysical Research*. 95: 16.207 – 16.216.

- Zender, C. S., Bian, H. S. and Newman, D. 2003. Mineral Dust Entrainment and Deposition (DEAD) model: Description and 1990s dust climatology, *Journal of Geophysical Research*, 108 (D14), 4.416.
- Zobeck, T. M., Fryrear, D. W. 1986a. Chemical and physical characteristics of windblown sediment. I. Quantities and physical characteristics. *Trans. ASAE* 29, 1.032 – 1.036.
- Zobeck, T. M., Fryrear, D. W. 1986b. Chemical and physical characteristics of windblown sediment. II. Chemical characteristics and total soil and nutrient discharge. *Trans. ASAE* 29, 1.037 – 1.041.
- Zubillaga, M. S. y Lavado, R. S. 2002. Fertilización fosfatada prolongada y contenido de elementos traza en un argiudol típico de La Pampa ondulada. *Ciencia del Suelo*, 20 (2): 110 - 113.



# CAPÍTULO 6

## ANEXOS

Tabla A- 1. Distribución de agregados, índice promedio de emisión de cada fracción de agregado ( $\bar{X}$  emisión), contribución de cada fracción de agregado a la emisión total (CFA) y eficiencia de emisión de PM10 (EE<sub>2</sub> PM10) de los suelos 2, 4, 5, 6 y 7.

Suelo	Agregados	Distribución de agregados		$\bar{X}$ Emisión	CFA	Emisión suelo
	mm	g	%	$\mu\text{g g}^{-1}$		
S2 - R1	<0,42	1.465,4	20,3	17,7	3,60	4,46
	0,42 - 0,84	452,0	6,3	9,6	0,60	
	0,84 - 2	623,0	8,6	1,8	0,16	
	2 - 6,4	1.342,5	18,6	0,4	0,07	
	6,4 - 19,2	1.827,1	25,3	0,1	0,03	
	>19,2	1.515,9	21,0	0,04	0,01	
S2 - R2	<0,42	1.682,7	23,4	18,1	4,23	5,15
	0,42 - 0,84	401,0	5,6	9,4	0,53	
	0,84 - 2	607,0	8,4	1,8	0,15	
	2 - 6,4	1.406,7	19,6	0,3	0,05	
	6,4 - 19,2	2.003,2	27,9	0,6	0,15	
	>19,2	1.089,7	15,2	0,2	0,03	
S2 - R3	<0,42	1.478,5	16,2	19,7	3,18	4,03
	0,42 - 0,84	428,0	4,7	11,8	0,55	
	0,84 - 2	634,0	6,9	2,6	0,18	
	2 - 6,4	1.562,7	17,1	0,3	0,05	
	6,4 - 19,2	2.521,7	27,6	0,2	0,06	
	>19,2	2.519,3	27,6	0,0	0,01	
S2 - R4	<0,42	1.519,6	15,7	23,1	3,63	4,60
	0,42 - 0,84	437,0	4,5	14,2	0,64	
	0,84 - 2	604,0	6,3	2,6	0,16	
	2 - 6,4	1.520,0	15,7	0,6	0,09	
	6,4 - 19,2	2.623,5	27,2	0,1	0,02	
	>19,2	2.958,0	30,6	0,2	0,05	

Tabla A-1. Continuación.

Suelo	Agregados	Distribución de agregados		$\bar{X}$ Emisión	CFA	Emisión suelo
	mm	g	%	$\mu\text{g g}^{-1}$		
S2 - R5	<0,42	1.828,7	18,7	32,1	6,02	7,18
	0,42 - 0,84	698,1	7,2	10,9	0,78	
	0,84 - 2	685,0	7,0	3,8	0,27	
	2 - 6,4	2.032,2	20,8	0,3	0,07	
	6,4 - 19,2	2.690,0	27,6	0,1	0,02	
	>19,2	1.824,8	18,7	0,1	0,02	
S4 - R1	<0,42	1.370,6	18,3	6,6	1,20	1,60
	0,42 - 0,84	1.051,1	14,05	2,4	0,33	
	0,84 - 2	432,0	5,8	0,7	0,04	
	2 - 6,4	981,2	13,1	0,1	0,02	
	6,4 - 19,2	1.451,5	19,4	0,02	0,004	
	>19,2	2.194,0	29,3	0,008	0,002	
S4 - R2	<0,42	1.092,9	15,5	6,1	0,939	1,13
	0,42 - 0,84	301,0	4,3	1,9	0,080	
	0,84 - 2	553,0	7,9	1,0	0,077	
	2 - 6,4	1.105,6	15,7	0,1	0,022	
	6,4 - 19,2	1.494,0	21,2	0,02	0,004	
	>19,2	2494	35,4	0,015	0,005	
S4 - R3	<0,42	2.007,4	23,8	4,9	1,162	1,55
	0,42 - 0,84	710,4	8,41	2,7	0,228	
	0,84 - 2	506,0	6,0	1,2	0,074	
	2 - 6,4	1.288,9	15,3	0,4	0,059	
	6,4 - 19,2	1.419,8	16,8	0,1	0,017	
	>19,2	2.516,0	29,8	0,035	0,010	
S4 - R4	<0,42	1.759,7	23,0	5,7	1,304	1,64
	0,42 - 0,84	596,3	7,8	2,0	0,152	
	0,84 - 2	404,0	5,3	1,5	0,079	
	2 - 6,4	1.080,8	14,1	0,7	0,093	
	6,4 - 19,2	1.411,9	18,5	0,03	0,006	
	>19,2	2.399,0	31,4	0,02	0,007	

Tabla A-1. (Continuación)

Suelo	Agregados	Distribución de agregados		$\bar{X}$ Emisión	CFA	Emisión suelo
	mm	g	%	$\mu\text{g g}^{-1}$		
S4 - R5	<0,42	1.995,3	25,3	5,2	1,319	1,80
	0,42 - 0,84	718,3	9,1	2,4	0,218	
	0,84 - 2	456,0	5,8	1,95	0,113	
	2 - 6,4	1.168,7	14,8	0,75	0,111	
	6,4 - 19,2	1.547,7	19,6	0,12	0,024	
	>19,2	2.012,0	25,5	0,046	0,012	
S5 - R1	<0,42	511,9	6,8	1,69	0,115	0,16
	0,42 - 0,84	149,0	2,0	0,29	0,006	
	0,84 - 2	240,9	3,2	0,15	0,005	
	2 - 6,4	613,1	8,2	0,11	0,009	
	6,4 - 19,2	1.580,8	21,1	0,03	0,006	
	>19,2	4.380,4	58,6	0,04	0,022	
S5 - R2	<0,42	1.699,7	17,4	1,55	0,270	0,33
	0,42 - 0,84	349,7	3,6	0,48	0,017	
	0,84 - 2	435,2	4,5	0,13	0,006	
	2 - 6,4	930,9	9,5	0,17	0,016	
	6,4 - 19,2	2.188,1	22,4	0,02	0,004	
	>19,2	4.166,8	42,6	0,05	0,022	
S5 - R3	<0,42	1.324,6	23,5	2,71	0,636	0,71
	0,42 - 0,84	408,9	7,3	0,43	0,031	
	0,84 - 2	385,1	6,8	0,41	0,028	
	2 - 6,4	823,8	14,6	0,06	0,009	
	6,4 - 19,2	1.640,0	29,1	0,02	0,006	
	>19,2	1.055,8	18,7	0,02	0,003	
S6 - R1	<0,42	877,8	11,4	16,2	1,85	2,71
	0,42 - 0,84	188,6	2,5	7,4	0,18	
	0,84 - 2	296,0	3,9	4,4	0,17	
	2 - 6,4	928,6	12,1	2,5	0,30	
	6,4 - 19,2	1.867,7	24,3	0,4	0,10	
	>19,2	3.525,9	45,9	0,2	0,10	

Tabla A-1. (Continuación)

Suelo	Agregados	Distribución de agregados		$\bar{X}$ Emisión	CFA	Emisión suelo
	mm	g	%	$\mu\text{g g}^{-1}$		
S6 - R2	<0,42	1.018,0	13,5	15,4	2,08	3,09
	0,42 - 0,84	302,0	4,0	6,6	0,26	
	0,84 - 2	531,2	7,0	3,5	0,25	
	2 - 6,4	1.360,0	18,0	1,6	0,29	
	6,4 - 19,2	2.040,5	27,1	0,4	0,12	
	>19,2	2.284,8	30,3	0,3	0,09	
S6 - R3	<0,42	1.899,3	22,6	16,2	3,67	4,38
	0,42 - 0,84	291,0	3,5	5,6	0,20	
	0,84 - 2	457,0	5,4	3,7	0,20	
	2 - 6,4	1.391,6	16,6	0,9	0,15	
	6,4 - 19,2	1.577,7	18,8	0,3	0,06	
	>19,2	2.784,0	33,1	0,3	0,11	
S7 - R1	<0,42	2.200,4	23,0	9,8	2,25	2,86
	0,42 - 0,84	511,5	5,3	2,0	0,11	
	0,84 - 2	581,0	6,1	1,3	0,08	
	2 - 6,4	1.256,3	13,1	0,4	0,05	
	6,4 - 19,2	2.355,9	24,6	0,9	0,22	
	>19,2	2.667,8	27,9	0,6	0,16	
S7 - R2	<0,42	2.944,0	32,1	7,5	2,41	2,88
	0,42 - 0,84	719,0	7,8	1,1	0,08	
	0,84 - 2	337,3	3,7	1,6	0,06	
	2 - 6,4	754,2	8,2	0,5	0,04	
	6,4 - 19,2	1.806,6	19,7	0,8	0,15	
	>19,2	2.613,0	28,5	0,5	0,14	
S7 - R3	<0,42	3.687,1	36,3	6,9	2,50	3,03
	0,42 - 0,84	935,8	9,2	1,1	0,10	
	0,84 - 2	491,1	4,9	1,4	0,07	
	2 - 6,4	1.153,6	11,4	0,5	0,05	
	6,4 - 19,2	2.317,9	22,8	0,9	0,20	
	>19,2	1.572,7	15,5	0,7	0,10	

Tabla A- 2. Contenido de elementos totales (Fe, Cu, Mn, Ni) y disponible (Fe<sub>d</sub>) en el suelo.

Suelos	Repetición	Fe	Cu	Mn	Ni	Fe <sub>d</sub>	
		mg kg <sup>-1</sup>					
Trenel	LA	1	20.301	17	393	13	1.096
	LA	2	19.096	17	309	16	1.028
	LA	3	17.289	17	337	13	1.079
	LA	1	18.193	17	337	13	1.033
	LA	2	17.892	17	352	16	1.426
	LA	3	17.590	14	278	16	1.092
	CR	1	19.096	16	365	11	807
	CR	2	17.590	20	407	21	756
	CR	3	17.289	13	278	15	711
	CR	1	15.181	9	237	10	455
	CR	2	14.880	12	223	16	799
	CR	3	14.880	11	200	12	656
Quemú Quemú	LA	1	16.685	12	223	15	1.477
	LA	2	15.632	9	174	10	861
	LA	3	16.359	12	189	13	876
	LA	1	17.145	12	264	9	635
	LA	2	14.490	9	180	15	845
	LA	3	16.814	11	213	26	875
	CR	1	11.861	6	80	10	1.981
	CR	2	14.026	6	106	5	2.295
	CR	3	15.644	9	132	7	1.806
	CR	1	18.987	7	154	13	2.378
	CR	2	14.705	8	102	13	877
	CR	3	13.745	8	93	7	1.520

Tabla A- 3. Contenido de elementos totales (Fe, Cu, Mn, Ni) y disponible (Fe<sub>d</sub>) en el PM10. SD: datos no medidos.

Suelos	Repetición	Fe	Cu	Mn	Ni	Fe <sub>d</sub>	
		mg kg <sup>-1</sup>					
Trenel	LA	1	33.846	41	SD	31	4.219
	LA	2	31.617	41	757	28	3.609
	LA	3	35.000	48	878	31	4.690
	LA	1	34.181	42	843	31	4.093
	LA	2	34.858	46	817	47	4.551
	LA	3	37.782	46	967	31	4.633
	CR	1	39.847	SD	865	SD	3.550
	CR	2	40.597	SD	822	SD	4.286
	CR	3	39.950	SD	903	SD	3.560
	CR	1	39.670	SD	877	SD	3.990
	CR	2	39.039	SD	849	SD	3.410
	CR	3	38.593	SD	769	SD	3.480
Quemú Quemú	LA	1	32.089	34	744	22	5.146
	LA	2	28.657	30	739	25	3.819
	LA	3	35.387	36	910	25	5.007
	LA	1	28.399	36	846	23	1.530
	LA	2	26.459	28	726	17	2.905
	LA	3	27.843	30	590	20	1.822
	CR	1	35.974	SD	796	29	4.875
	CR	2	35.852	SD	793	29	5.738
	CR	3	34.455	SD	870	29	4.089
	CR	1	37.085	30	681	25	6.211
	CR	2	34.286	28	581	20	6.354
	CR	3	33.731	28	612	23	8.199

Tabla A- 4. Tasa de enriquecimiento de los elementos totales (Fe, Cu, Mn y Ni) y disponibles (Fe<sub>d</sub>).

Suelos	Repetición	Fe	Cu	Mn	Ni	Fe <sub>d</sub>		
		mg kg <sup>-1</sup>						
Trenel	LA	1	1,7	2,3		2,3	3,9	
	LA	2	1,7	2,4	2,4	1,8	3,5	
	LA	3	2,0	2,8	2,6	2,3	4,3	
	LA	1	1,9	2,4	2,5	2,4	4,0	
	LA	2	1,9	2,7	2,3	2,9	3,2	
	LA	3	2,1	3,3	3,5	1,9	4,2	
	CR	1	2,1	SD	2,4	3,0	4,4	
	CR	2	2,3	SD	2,0	2,1	5,7	
	CR	3	2,3	SD	3,2	SD	5,0	
	CR	1	2,6	SD	3,7	SD	8,8	
	CR	2	2,6	SD	3,8	SD	4,3	
	CR	3	2,6	SD	3,9	SD	5,3	
	Quemú Quemú	LA	1	1,9	2,8	3,3	1,5	3,5
		LA	2	1,8	3,3	4,2	2,5	4,4
		LA	3	2,2	2,9	4,8	2,0	5,7
LA		1	1,7	2,9	3,2	2,4	2,4	
LA		2	1,8	3,1	4,0	1,1	3,4	
LA		3	1,7	2,8	2,8	0,8	2,1	
CR		1	3,0	SD	9,9	2,9	2,5	
CR		2	2,6	SD	7,5	6,0	2,5	
CR		3	2,2	SD	6,6	3,9	2,3	
CR		1	2,0	4,0	4,4	2,0	2,6	
CR		2	2,3	3,7	5,7	1,5	7,2	
CR		3	2,5	3,8	6,6	3,1	5,4	