

Determinantes hidrológicos y edáficos de la dinámica de algunos contaminantes en una microcuenca de Pampa Ondulada bajo siembra directa

*Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,
Área Manejo de Suelos*

Daiana Soledad Sainz

Ingeniera Agrónoma-Departamento de Agronomía-Universidad Nacional del Sur-2013

Lugares de trabajo:

Instituto de Suelos. CIRN. INTA Castelar.

Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos. Facultad de Agronomía. UBA.



FAUBA Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de Tesis

Celio I. Chagas

Ing. Agrónomo (Facultad de Agronomía – UBA)
Magister en Ciencias del Suelo (Facultad de Agronomía – UBA)
Doctor de la Universidad de Buenos Aires

Co-director de Tesis

Filipe Behrends Kraemer

Ing. Agrónomo (Facultad de Agronomía – UBA)
Magister en Ciencias del Suelo (Facultad de Agronomía – UBA)
Doctor de la Universidad de Buenos Aires

JURADO DE TESIS

JURADO

Mercedes Zubillaga

Ing. Agrónoma (Facultad de Agronomía – UBA)
Magister en Ciencias del Suelo (Facultad de Agronomía – UBA)
Magister en Fertilizantes y Medio Ambiente (Universidad Autónoma de Madrid, España)
Doctora de la Universidad de la Coruña, España

JURADO

Silvia Imhoff

Ing. Agrónoma (Universidad Nacional del Litoral)
Magister en Ciencias Agrarias (Universidad de Sao Pablo, Brasil)
Doctora de la Universidad de Sao Pablo, Brasil

JURADO

Marcelo Germán Wilson

Ing. Agrónomo (UNER Universidad)
Magister en Ciencias Agropecuarias (Universidad Nacional de Rio Cuarto)
Doctor de la Universidad de la Coruña, España

Fecha de defensa de la Tesis: 19 de marzo de 2020

DEDICATORIA

A mis abuelas Amalia, Elsa, Alejandrina y Dora

AGRADECIMIENTOS

A Celio y Filipe, por la activa participación y el compromiso aportado en todas las etapas de construcción de esta Tesis.

A los jurados Silvia Imhoff, Mercedes Zubillaga y Marcelo Wilson por las sugerencias y comentarios realizados que resultaron en un mejor trabajo.

Al INTA, a Patricia y Maximiliano por la participación y el acompañamiento durante este proceso. A mis compañeros Lorena, Edit, Francisco y Cecilia por el constante apoyo.

A la Fundación Stegman y a la familia Mohr por la colaboración y buena predisposición.

A la Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos de la FAUBA. A Tomás, Sebastián, Patricia, Francisca, Mario, Félix, Alejandro y Marcelo por los consejos y el acompañamiento.

A Gastón Torres por la paciencia, cariño y la ayuda incondicional.

A mis padres, Mónica y Oscar por el esfuerzo de darme oportunidades y apoyarme siempre; a mis hermanos Gabriela y Tomás por la amistad y amor incondicional.

A mi abuelo y abuela por el amor eterno.

A mis amigos y amigas por el cariño y el constante apoyo.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL.....	5
ÍNDICE DE FIGURAS.....	9
ÍNDICE DE TABLAS.....	14
LISTA DE ABREVIATURAS.....	19
LISTA DE UNIDADES.....	21
RESUMEN.....	23
ABSTRACT.....	25
CAPÍTULO I	1
<i>Introducción</i>	1
El uso de la tierra y los procesos de degradación.....	3
La erosión hídrica como proceso de degradación.....	4
Esguerrimiento-erosión hídrica y contaminación: incidencia del uso de la tierra.....	5
Siembra directa y estructuras edáficas.....	8
Degradación de la estructura edáfica: movimiento de agua, aire y hábitat biológico..	9
Incidencia de la condición estructural del suelo y el grado de cobertura vegetal en siembra directa sobre la exportación de glifosato.....	10
Variabilidad espacio-temporal de las propiedades físicas edáficas.....	12
Niveles de estudio.....	14
A nivel de microcuencia.....	14
A nivel de lote/parche.....	15
A nivel de laboratorio.....	16
1.2 HIPÓTESIS y OBJETIVOS.....	19
HIPÓTESIS.....	19
A escala de microcuencia: monitoreo de esguerrimiento superficial.....	19
A escala de lote/parche.....	19
A escala de laboratorio.....	19
OBJETIVOS.....	20
Objetivo general.....	20
Objetivos específicos.....	20
A escala de microcuencia: monitoreo de esguerrimiento superficial.....	20
A escala de lote/ parche.....	20
A escala de laboratorio.....	21
1.3 ORGANIZACIÓN DE LA TESIS.....	21

CAPÍTULO II	23
<i>Monitoreo del escurrimiento a nivel de microcuena y evaluación de condiciones hidrofísicas edáficas sobre el movimiento de agua, sedimentos y la dinámica del glifosato y AMPA a escala de lote/parche</i>	23
2.1 MATERIALES Y MÉTODOS	25
2.1.1 Sitio de estudio	25
2.1.2 Escala de estudio	25
2.1.2.1 A escala de microcuena: monitoreo de escurrimiento superficial	25
Descripción de la microcuena	25
Registro de lluvias	26
Registro de escurrimientos	26
Cálculo de los Números de Curva (CN)	27
Análisis estadístico	28
2.1.2.2 A escala de lote/parche	28
Parámetros hidrológicos	30
Parámetros físicos asociados al suelo	31
Parámetros químicos (asociados al escurrimiento y al suelo)	33
Análisis estadístico	33
2.2 RESULTADOS	36
2.2.1 A escala de microcuena: monitoreo de escurrimiento superficial	36
Caracterización de las precipitaciones mensuales	36
Frecuencias de intensidades de lluvias diarias y curva q/h	36
Relaciones entre las lluvias y los escurrimientos registrados en la microcuena	38
Número de curva y respuesta hidrológica	42
2.2.2 A escala de lote/parche	44
S1: Propiedades físicas del suelo	45
S2: Parámetros asociados a las simulaciones de lluvia	49
S3: Dimensión química del escurrimiento asociada a la dinámica de glifosato	55
Precipitaciones (volumen total y número de lluvias erosivas) y escurrimientos a nivel de microcuena - Detección de glifosato y AMPA en suelo y agua de escurrimiento	57
Frecuencia de aparición de estructuras laminares y variables hidrológicas	59
Correlación entre variables asociadas a las propiedades físicas, hidrológicas y carbono del suelo	61
2.3 DISCUSIÓN	63
2.3.1 Microcuena: Número de curva, escurrimiento superficial	63

2.3.2	Dinámica hídrica, concentración de sedimentos y propiedades físicas	64
2.3.3	Glifosato y AMPA: Detección y concentración en suelo y agua de escurrimiento	69
2.4	CONSIDERACIONES FINALES	71
CAPÍTULO III		73
<i>Condicionantes hidrofísicos y biológicos de la dinámica de glifosato y AMPA en suelos no disturbados a escala de laboratorio</i>		73
3.1	MATERIALES Y MÉTODOS	75
3.1.1	Ensayo 1. Simulación de lluvia en microparcels con suelo no disturbado: Análisis de la dinámica hídrica, transporte de sedimentos, glifosato y AMPA	75
	Extracción de muestras.....	75
	Acondicionamiento de las parcelas: humectación, disposición de cobertura y aplicación de glifosato.....	75
	Simulaciones de lluvia.....	77
	Evaluaciones post-ensayo de simulación de lluvia	78
	Ensayos de incubación de distintos tipos y grados de estructuras para la determinación de la actividad microbiológica.....	82
3.1.2	Ensayo 2. Actividad microbiológica en diferentes tipos y grados de estructuras edáficas.....	82
3.1.3	Ensayo 3. Actividad microbiológica y características hidrofísicas y químicas de distintos tipos y grados de estructuras edáficas con aplicación de glifosato	83
	Análisis estadístico	85
3.2	RESULTADOS	87
3.2.1	Ensayo 1. Simulación de lluvia en microparcels con suelo no disturbado: Análisis de la dinámica hídrica transporte de sedimentos, glifosato y AMPA	87
3.2.1.1	Dinámica hídrica, concentración de sedimentos y de glifosato y AMPA	87
	Dinámica hídrica	88
	Concentración de sedimentos	90
	Concentración de glifosato y AMPA	91
3.2.1.2	Evaluaciones post-ensayo de simulación de lluvia	93
3.2.1.2.1	Descripción macroscópica, microscópica y micromorfométrica	96
	Descripción macro y microscópica	96
	Descripción micromorfométrica.....	98
	Distribución de tamaño de poros, forma y orientación	99
	Distribución del tamaño de poros	99
	Porosidad total, forma y orientación de los poros	100

Orientación de los poros elongados	101
3.2.1.3 Esguerrimiento, sedimentos y frecuencia de estructuras laminares.....	102
Ensayos de incubación de distintos tipos y grados de estructuras para la determinación de la actividad microbiológica.....	104
3.2.2 Ensayo 2. Actividad microbiológica en diferentes tipos y grados de estructuras edáficas.....	104
3.2.3 Ensayo 3. Actividad microbiológica y características hidrofísicas y químicas de distintos tipos y grados de estructuras edáficas con aplicación de glifosato	107
3.3 DISCUSIÓN	112
3.3.1 Estructuras superficiales evaluadas.....	112
3.3.2 Dinámica hídrica y concentración de sedimentos.....	112
3.3.3 Esguerrimiento, sedimentos, estabilidad estructural y frecuencia de estructuras laminares	115
3.3.4 Dinámica del glifosato en suelo y agua.....	116
Glifosato asociado al esguerrimiento	116
Glifosato asociado al suelo.....	118
3.3.5 Glifosato asociado a distintos tipos de estructura edáfica.....	119
3.4 CONSIDERACIONES FINALES	122
CAPÍTULO IV	124
<i>Consideraciones finales generales</i>	124
BIBLIOGRAFÍA	130
ANEXO 1	150
ANEXO 2	153

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Microcuenca bajo estudio. Imagen Google Earth y carta topográfica con equidistancia de 2,5 metros. El cierre de la microcuenca se realiza en el punto de instalación del limnógrafo registrador de escurrimientos.	26
Figura 2.2. Limnógrafo instalado en cercanías de la vaguada.	27
Figura 2.3. Esquema de trabajo en función de la cobertura presente en cada fecha de muestro (indicado con flechas negras) y las variables hidrofísicas y químicas, determinadas tanto en suelo como en el escurrimiento. A su vez, se marcan las fechas de aplicación de fitosanitarios (indicados con flechas rojas).	29
Figura 2.4. a) Simulador de lluvia; b) Esquema del equipo; c) Vista de la parcela y del recipiente recolector del escurrimiento.	31
Figura 2.5. Promedio histórico (1931-2019) mensual de precipitaciones en la estación INTA Pergamino vs precipitaciones registradas en la Fundación Stegman para el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017).	37
Figura 2.6. Curva de caudal y altura de agua por encima del sensor (40 cm) del limnógrafo.	38
Figura 2.7. Relación entre los eventos totales de precipitaciones y los escurrimientos en el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017).	40
Figura 2.8. Relación entre los eventos de precipitaciones y los escurrimientos mensurables generados en el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017).	41
Figura 2.9. Coeficientes de escurrimiento (CE) (%) para los eventos evaluados en el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017).	42
Figura 2.10. Hidrograma del evento del 25 de diciembre de 2016.	42
Figura 2.11. Relación entre las precipitaciones que provocaron escurrimientos y el caudal pico para el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017).	43
Figura 2.12. Valores de Número de curva (CN) para la microcuenca empleando el método de Hawkins (1993) para el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017).	44
Figura 2.13. Densidad aparente (DAP) ($t\ m^{-3}$) para 0-5; 5-10 y 10-20 cm de profundidad (P) en función de las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); MR6: Maíz en R6 (21/03/2017), RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para la interacción entre las fechas de muestreo y profundidad ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).	47
Figura 2.14. Contenido de humedad (H) (%) para 0-5; 5-10 y 10-20 cm de profundidad (P) en función de las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); MR6: Maíz en R6 (21/03/2017), RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para las profundidades de muestreo evaluadas ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).	48
Figura 2.15. Comparación entre el DMP_{prom} con a) DMP_{rap0} : humedecimiento muy rápido en 10 segundos; b) DMP_{rap1} : humedecimiento rápido en 10 minutos; c) DMP_{ag} : disgregación mecánica; d) DMP_{cap} : humedecimiento por capilaridad para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); MR6: Maíz en R6 (21/03/2017), RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras indican los desvíos estándar.	49

Figura 2.16. Estabilidad estructural (EE) (DMP_m) superficial de los diferentes pretratamientos propuestos por Le Bissonnais (1996) (siendo 1: DMP_{rap1}: humedecimiento rápido en 10 minutos; 2: DMP_{ag}: disgregación mecánica; 3: DMP_{cap}: humedecimiento por capilaridad) y por Kraemer et al. (2012) (0: DMP_{rap0}: humedecimiento muy rápido en 10 segundos) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); MR6: Maíz en R6 (21/03/2017), RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de error estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas de los pretratamientos de EE entre las fechas de muestreo evaluadas ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 50

Figura 2.17. Volumen final de escurrimiento (VFE) (ml) en ensayos de simulación de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para los factores fecha y cobertura ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 52

Figura 2.18. Coeficiente de escurrimiento (CE) (%) en ensayos de simulación de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para los factores fecha y cobertura ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 53

Figura 2.19. Tiempo de inicio del escurrimiento ($I_{e(mm)}$) (mm=1 minuto) en ensayos de simulación de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para los factores fecha y cobertura ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 53

Figura 2.20. Tasa de infiltración final (TIF) ($mm\ h^{-1}$) en ensayos de simulación de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para los factores fecha y cobertura ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 54

Figura 2.21. Concentración de sedimentos (Sed100) ($g\ 100\ ml^{-1}$) en ensayos de simulación de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas significativas para el factor fecha y en mayúscula para el factor cobertura para todas las fechas evaluadas ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 55

Figura 2.22. Cobertura de rastrojo ($t\ ha^{-1}$) en **a)** parcelas de simulación de lluvia y **b)** zona aledaña de donde se realizaron las simulaciones de lluvia para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para el factor fecha ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 55

Figura 2.23. Concentración de glifosato en el escurrimiento [$\text{glifosato}_{\text{esc}}$] ($\mu\text{g l}^{-1}$) en ensayos de simulación de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las flechas descendentes rojas indican las aplicaciones de glifosato. 58

Figura 2.24. Volumen de lluvias (mm) y número de precipitaciones erosivas para el periodo evaluado (2016-2017) asociado a los momentos de aplicación de glifosato (indicado por flechas rojas descendentes) y los momentos en que se detectó o no glifosato y AMPA, en suelo y agua de escurrimiento, en los ensayos de simulaciones de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)) indicadas con las líneas rojas punteadas. 60

Figura 3.1. a) Parcela metálica dispuesta en el terreno previo a la extracción del suelo sin disturbar, 76

Figura 3.2. Parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) de rastrojo de maíz (equivalente a $7110 \text{ kg MS ha}^{-1}$) dispuestas en bandejas de plástico en el laboratorio. 77

Figura 3.3. Simulador de lluvia adaptado para la realización del ensayo de dinámica hídrica en el laboratorio sobre parcelas con suelo no disturbado. 78

Figura 3.4. Parcela al momento del ensayo de simulación de lluvia. Detalle de protección contra salpicadura. 79

Figura 3.5. Aplicación de la solución de azul brillante sobre una parcela con suelo sin disturbar con el objetivo de evaluar el ingreso, el movimiento del agua dentro del monolito y las estructuras edáficas presentes. 80

Figura 3.6. Monolitos de suelo luego de ser separados de las parcelas metálicas y teñidos con el colorante azul brillante para la evaluación del movimiento del agua dentro del monolito mediante observación directa. 81

Figura 3.7. Muestras estructurales (ME) dispuestas en placa porosa previo a ser ingresadas a la olla de presión para luego ser incubadas. 83

Figura 3.8. Muestras estructurales (ME) preparadas para incubar junto al vial de NaOH y al tubo de ensayo con agua destilada para mantener la humedad constante. 85

Figura 3.9. Volumen final de escurrimiento (VFE) (ml) en función **a)** de la cobertura (CC: con cobertura y SC: sin cobertura) y **b)** de la fecha de simulación de lluvia (F). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas entre factores ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 89

Figura 3.10. Volumen final de percolación (VFP) (ml) en función **a)** de la cobertura (C) (CC: con cobertura y SC: sin cobertura) y **b)** de la fecha de simulación de lluvia (F). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas entre factores ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 90

Figura 3.11. a) Tiempo de inicio de escurrimiento ($I_{e(\text{min})}$) (min) para la interacción (F*C) de los factores fechas de simulación (F) y cobertura (C) (CC: con cobertura y SC: sin cobertura); **b)** Tiempo de Inicio de percolación ($I_{p(\text{min})}$) (min) para cada uno de los factores evaluados. Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas corresponden en a) a las diferencias estadísticas para la interacción F*E, mientras que en b) a las diferencias estadísticas para los factores individuales ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 91

Figura 3.12. Concentración de sedimentos (Sed100) ($\text{g } 100 \text{ ml}^{-1}$) para los factores fechas de simulación (F) y cobertura (C) (CC: con cobertura y SC: sin cobertura). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para los factores individuales ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 92

Figura 3.13. a) Concentración de glifosato [glifosato_{esc}] ($\mu\text{g l}^{-1}$) para la interacción entre las variables explicativas fecha de simulación (F) y cobertura (C) (CC: con cobertura y SC: sin cobertura) (F*C) y **b)** Concentración de AMPA [AMPA_{esc}] ($\mu\text{g l}^{-1}$) para los factores individuales, halladas en el escurrimiento. Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas en a) para la interacción F*C y en b) para los factores individuales ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 93

Figura 3.14. Detalle de los pequeños cráteres superficiales favorecidos por el impacto de la gota de lluvia luego de los ensayos de simulación de lluvia en las parcelas sin cobertura (SC). 94

Figura 3.15. a) Estructuras laminares (L) debajo de la acumulación del colorante en superficie, **b)** Detalle del colorante sobre la superficie del suelo; **c)** Poro radicular teñido de azul brillante; **d)** Estructuras laminares teñidas de azul. 95

Figura 3.16. a) Observación macroscópica y **b)** microscópica (X5) de las estructuras laminares débiles (LD), laminares (L) y no laminares (NL). 98

Figura 3.17. a) Estabilidad estructural (EE) (DMP_{mm}) superficial de los diferentes pretratamientos propuestos por Le Bissonais (1996) (siendo $\text{DMP}_{\text{rap}1}$: humedecimiento rápido en 10 minutos; DMP_{ag} : disgregación mecánica; DMP_{cap} : humedecimiento por capilaridad) y por Kraemer et al. (2012) ($\text{DMP}_{\text{rap}0}$: humedecimiento muy rápido en 10 segundos) y **b)** Carbono orgánico (%) de las estructuras laminares (L+LD) y no laminares (NL). Las barras corresponden a los valores de error estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para los tipos de estructura ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 99

Figura 3.18. Observación micromorfométrica (0,63X) de las estructuras **a)** laminares débiles (LD), **b)** laminares (L) y **c)** no laminares (NL). 100

Figura 3.19. Distribución de la frecuencia de tamaños para poros **a)** redondeados, **b)** irregulares y **c)** elongados para las estructuras laminares (L), laminares débiles (LD) y no laminares (NL). 101

Figura 3.20. Orientación de los poros elongados mediante **a)** el programa JMicro Vision v1.2 y **b)** el método RIMPAS (con ajustes Kraemer et al., 2016) de las estructuras laminares débiles (LD), laminares (L) y no laminares (NL). 102

Figura 3.21. Relaciones entre el volumen final de escurrimiento (VFE) y la generación de sedimentos (Sed100) en función de las fechas de simulación, 1 y 2, conforme a la frecuencia de aparición de estructuras laminares. Los puntos rojos corresponden a las parcelas con cobertura y los cuadrados azules a las parcelas sin cobertura (SC). Los valores de frecuencia corresponden a los valores del ranking establecido conforme a la aparición de estructuras laminares, así se estableció 1, cuando en superficie había LD o no había L; 2, cuando las L se encontraban a profundidades entre la superficie y 4 cm y 3, cuando las L aparecían desde la superficie hasta los 4 cm de profundidad. L: laminares, LD: laminares débiles. 105

Figura 3.22. Actividad microbiológica inicial (RI), final (RF) y acumulada (RA) en función del tipo de estructura (E) (estructuras laminares (L), laminares débiles (LD) y no laminares (NL)), condición de agregación (CA) (disturbado (D) y no disturbado (ND)) y contenido de humedad (H) (capacidad de campo (cc) y 30 cca). Las barras corresponden

a los valores de error estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas de los diferentes factores analizados ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher). 108

Figura 3.23. Curva de retención hídrica de los diferentes tipos de muestras estructurales (ME): laminares (L), laminares débiles (LD) y no laminares (NL). 109

Figura 3.24. Glifosato degradado (%) luego del periodo de incubación (41 días) de las muestras estructurales (ME) (LD: laminares débiles, L: laminares y NL: no laminares) a 25°C. Las barras corresponden al desvío estándar. 110

Figura 3.25. Actividad microbiológica acumulada (RA) (mg CO₂) de los 3 tipos de muestras estructurales (ME) con y sin aplicación de glifosato, siendo círculo para las estructuras laminares (L), triángulo para las laminares débiles (LD) y estrella para las estructuras no laminares (NL). La línea llena verde corresponde a las muestras incubadas con glifosato, la punteada violeta a las incubadas sin glifosato. Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. 111

ÍNDICE DE TABLAS

- Tabla 2.1.** Intervalos de intensidad diaria (mm d^{-1}), número de lluvias y volumen total (mm) correspondiente a dichos intervalos para el periodo evaluado (junio de 2016 a diciembre de 2017). 38
- Tabla 2.2.** Eventos de lluvias que produjeron escurrimientos mensurables (mm) y encharcamiento para el periodo entre el 27/10/2016 y 30/05/2017 que fueron registrados mediante limnógrafo. 40
- Tabla 2.3.** Análisis de la varianza para los subgrupos de variables físicas (S1), hidrológicas (S2) y de la presencia/ausencia de glifosato (S3) conforme a la fecha de muestreo (F), profundidad (P) y cobertura (C), según corresponda para los modelos seleccionados. Se detalla el valor estadístico F y P. Los asteriscos representan: *** $P \leq 0,001$; ** $P \leq 0,01$; * $P \leq 0,05$; ns: no significativo. 46
- Tabla 2.4.** Selección de modelos lineales generalizados (regresión Logit) construidos en función del criterio de selección BIC para la variable probabilidad de ocurrencia de aparición de la molécula de glifosato en el agua de escurrimiento proveniente de ensayos de simulación de lluvia con y sin cobertura en diferentes fechas de muestreo. 57
- Tabla 2.5.** Frecuencia de aparición de estructuras laminares vs el volumen final de escurrimiento (VFE) (ml) promedio de las simulaciones con (CC) y sin cobertura (SC) realizadas para cada repetición del ensayo de simulación de lluvia, para las fechas del periodo evaluado (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); MR6: Maíz en R6 (21/03/2017), RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Ranking de frecuencia de aparición de las estructuras laminares (Frec. L) siendo 1: Aparición escasa o nula; 2: Aparición intermedia; 3: Aparición muy frecuente. 61
- Tabla 2.6.** Correlaciones (Pearson) entre variables hidrológicas, físicas y químicas considerando valores promedios entre fechas y los tratamientos con y sin cobertura (CC y SC). VFE: Volumen final de escurrimiento; CE: coeficiente de escurrimiento; TIF: Tasa final de infiltración; $I_e(\text{mm})$: Tiempo de Inicio del escurrimiento; Sed100: Concentración de sedimentos; CO: Carbono Orgánico; H: humedad; DAP: densidad aparente para las profundidades 0-5/5-10/10-20 cm; EE: estabilidad estructural (siendo $\text{DMP}_{\text{rap}0}$: humedecimiento muy rápido en 10 segundos; $\text{DMP}_{\text{rap}1}$: humedecimiento rápido en 10 minutos; DMP_{ag} : disgregación mecánica; DMP_{cap} : humedecimiento por capilaridad). Los asteriscos representan: *** $P \leq 0,001$; ** $P \leq 0,01$; * $P \leq 0,05$; ns: no significativo. 63
- Tabla 3.1.** Análisis de la varianza para las variables: Volumen final de escurrimiento (VFE) (ml), Volumen final de percolación (VFP) (ml), Tiempo de inicio del escurrimiento ($I_{e(\text{min})}$) y de percolación ($I_{p(\text{min})}$) en minutos, Concentración de glifosato y AMPA en el escurrimiento ($[\text{glifosato}_{\text{esc}}]$ y $[\text{AMPA}_{\text{esc}}]$, respectivamente) ($\mu\text{g l}^{-1}$) y Concentración de sedimentos (Sed100) ($\text{g } 100 \text{ ml}^{-1}$) en función de la fecha del ensayo de simulación (F), cobertura (C) y la interacción entre ambas variables explicativas (F*C). Se detalla el valor estadístico F y P. Los asteriscos representan: *** $P \leq 0,001$; ** $P \leq 0,01$; * $P \leq 0,05$; ns: no significativo. 89
- Tabla 3.2.** Concentraciones iniciales promedio de glifosato y AMPA en suelo y en el rastrojo ($\mu\text{g kg}^{-1}$) previo a cada simulación de lluvia según la cobertura (CC: con cobertura y SC: sin cobertura) luego de 30 y 84 días, lapsos correspondientes a las fechas 1 y 2 de ensayos de simulación de lluvia después de la aplicación de glifosato. 92

Tabla 3.3. Identificación de estructuras en cada una de las parcelas expuestas a ensayos de simulaciones de lluvias a una intensidad de 108 mm h^{-1} y pendiente 5 %. Referencias: Cobertura (CC: con y SC: sin cobertura); Tipo: estructura predominante; Profundidad a la que se hallaba cada tipo de estructura. 96

Tabla 3.4. Análisis estadístico de las variables actividad microbiana inicial (RI), final (RF) y acumulada (RA) en función de la estructura (E), humedad (H) y condición de agregación (CA). Se detalla el valor estadístico F y P. Los efectos significativos están resaltados: *** $P \leq 0,001$; ** $P \leq 0,01$; * $P \leq 0,05$; ns: no significativo. 106

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

LISTA DE ABREVIATURAS

- [AMPA_{esc}]: concentración de AMPA en el escurrimiento
- [AMPA_{suelo}]: concentración de AMPA en el suelo
- [glifosato_{esc}]: concentración de glifosato en el escurrimiento
- [glifosato_{suelo}]: concentración de glifosato en el suelo
- A: área
- AM: actividad microbiológica
- AMC: condiciones de humedad antecedente
- AMPA: ácido aminometilfosfónico
- ANVA: análisis de la varianza
- BIC: criterio de información bayesiano
- C: cobertura
- CA: condición de agregación
- cc: capacidad de campo
- CC: parcelas con cobertura
- cca: centímetros de columna de agua
- CE: coeficiente de escurrimiento
- Cee: conductividad eléctrica en el escurrimiento
- Ces: conductividad eléctrica en el suelo
- CI: coeficiente de infiltración
- CN: Número de Curva
- CO: carbono orgánico oxidable
- Cv: cobertura vegetal
- D: muestra disturbada
- DAP: densidad aparente
- DMP: diámetro medio ponderado
- e: error estándar residual
- E: estructura
- EE: estabilidad estructural
- F: fecha
- Frec.L: frecuencia de aparición de estructuras laminares
- h: altura de agua
- H: humedad del suelo
- HPLC: cromatografía líquida de alta eficacia
- Ie_(min): tiempo de inicio del escurrimiento expresados en minutos
- Ie_(mm): inicio del escurrimiento en milímetros

$I_{p(\min)}$: tiempo de inicio de percolación expresado en minutos

L: estructuras laminares

LD: estructuras laminares débiles

M: modelo

ME: muestra estructural

MR6: maíz en estado reproductivo R6

MV7: maíz en estado vegetativo V7

N: normalidad

ND: muestras no disturbadas

NL: estructuras no laminares

p/v: peso/volumen

P: poros

Pe: perímetro

P_{esc} : fósforo reactivo soluble en el escurrimiento

pHe: pH del escurrimiento

pHs: pH del suelo

PI: porcentaje del área de poros de la imagen

P_{suelo} : fósforo en el suelo

PT: porosidad total

q: caudal

R^2_{aj} : Coeficiente de regresión ajustado

RA: actividad microbiológica acumulada

RF: actividad microbiológica final

RI: actividad microbiológica inicial

RM1: barbecho de maíz

RM2: barbecho de maíz previo a la siembra de soja

RS: rastrojo de soja

S: subconjunto de variables

SC: parcelas sin cobertura

SD: siembra directa

Sed100: concentración de sedimentos en alícuota de 100 ml

Sedt: sedimentos totales

Sim: simulaciones de lluvia

TIF: tasa de infiltración final

VE: variable explicativa

VFE: volumen final de escurrimiento

VFP: volumen final de percolación

LISTA DE UNIDADES

%: porcentaje

°C: grado centígrado

μg: microgramo

μm: micrómetro

cm: centímetro

cm²: centímetro cuadrado

dS: decisiemens

g: gramo

h: hora

ha: hectárea

kg: kilogramo

km²: kilómetro cuadrado

l: litro

m: metro

m²: metro cuadrado

m³: metro cúbico

mg: miligramo

min: minuto

ml: mililitro

mm: milímetro

ppb: partes por billón

s: segundo

t: tonelada

RESUMEN

En la Región Pampeana se observan procesos de degradación física y de erosión hídrica aún en planteos de siembra directa. Para la evaluación de estos procesos se trabajó de manera conjunta a nivel de microcuenca, lote/parche y laboratorio. Para ello, se estudió la respuesta hidrológica de una microcuenca perteneciente al arroyo “Los Ingleses” mediante la instalación de un limnógrafo en la vaguada principal de la misma lo que permitió la evaluación de los escurrimientos en función de las lluvias diarias y de las características físicas del suelo dominante, Serie Arroyo Dulce. La selección de un lote dentro de dicha microcuenca cuyo suelo correspondía taxonómicamente con la Serie mencionada, permitió el estudio del comportamiento de las propiedades hidrofísicas en dos ciclos de cultivo, mediante la realización de simulaciones de lluvia apareadas con y sin cobertura vegetal. Las variables más importantes estudiadas fueron: escurrimiento superficial, generación de sedimentos, concentración de glifosato y AMPA, densidad aparente, estabilidad estructural y frecuencia, tipo y clase de estructuras edáficas. Asociado al nivel anterior y de manera complementaria, a escala de laboratorio se replicó la metodología utilizada a campo mediante el empleo de parcelas de escurrimiento conteniendo suelo sin disturbar. En ambos niveles de trabajo, se detectó una alta variabilidad de las propiedades hidrofísicas y de frecuencia de aparición de estructuras edáficas, particularmente las laminares, tanto entre fechas como dentro de cada fecha de muestreo. A nivel de campo, la detección de glifosato y AMPA tanto en suelo como en el escurrimiento fue altamente variable, siendo la fecha el principal factor condicionante de su detección a esta escala. Las concentraciones de glifosato medidas en el escurrimiento oscilaron entre 1,6 y 10,6 $\mu\text{g l}^{-1}$ para las parcelas con cobertura y entre 5,4 y 6,3 $\mu\text{g l}^{-1}$ para aquellas sin cobertura; mientras que AMPA no se detectó en ningún caso. En los ensayos de laboratorio, se detectaron ambas moléculas en los dos compartimentos ambientales estudiados, presentando en el escurrimiento valores promedios de glifosato y AMPA de 15,9 y 33,9 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente, mientras que, en suelo los valores hallados fueron de 86752,6 y 2756,4 $\mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente. La frecuencia de aparición de los diferentes tipos de estructuras edáficas de origen antrópico, principalmente la estructura laminar fue muy variable dentro del estrato superior del horizonte A y en general, fue el principal condicionante de la variabilidad registrada en las propiedades hidrofísicas. Mediante análisis micromorfométricos se comprobó que cada uno de los tipos de estructuras encontrados posee arquitecturas de poros diferentes. Asociado a esto, la incubación de las mismas con aplicación previa de glifosato, permitió detectar el aporte

diferencial de cada una de ellas a la transformación de glifosato a su metabolito principal AMPA. Esta Tesis destaca la importancia de estudiar la interacción entre la erosión hídrica y la degradación física y la problemática de la contaminación con agroquímicos en el área bajo estudio empleando diferentes niveles de percepción: microcuenca, lote/parche y laboratorio llegando hasta el nivel de agregados edáficos. Dicha visión integral puso de relieve la incidencia de la condición estructural del suelo y permitió generar conocimientos y establecer nuevos interrogantes acerca de la variabilidad espacial y temporal de los flujos y transformaciones que sufren algunos contaminantes de importancia agronómica y ambiental en la región estudiada.

Palabras claves: propiedades hidrofísicas, estructuras laminares, variabilidad, glifosato.

ABSTRACT

In the Pampas Region, physical degradation and water erosion processes were observed even in no tillage schemes. These processes were assessed at the microbasin, plot and laboratory levels. The hydrological response of a microbasin belonging to the stream "Los Ingleses" was studied through the installation of a water stage recorder, at the main course, which allowed the runoff evaluation based on daily rainfall and on the physical characteristics of the dominant soil in the microbasin (Arroyo Dulce Series). The selection of a representative site within the microbasin, allowed the study of the behavior of hydrophysical properties, in two cultivation cycles, by means of paired rain simulations with and without vegetation cover. The most important variables studied were: surface runoff, sediment generation, glyphosate and AMPA concentration, bulk density, structural stability and frequency, type and class of edaphic structures. Associated with the previous level and in a complementary way, on a laboratory scale, the methodology used in the field was replicated by using plots with undisturbed soil. In both work levels, a high variability of the hydrophysical properties and the frequency of appearance of edaphic structures, particularly the platy ones, was detected, both between dates and within each sampling date. At the field level, the detection of glyphosate and AMPA both in soil and in runoff was highly variable, with date being the main determining factor for its detection at this scale. The values obtained for glyphosate concentration in the runoff ranged between 1,6 and 10,6 $\mu\text{g l}^{-1}$ for the plots with coverage and between 5,4 and 6,3 $\mu\text{g l}^{-1}$ for those without coverage; while AMPA was not detected in any case. In laboratory tests, both molecules were detected in both the environmental compartments studied, with mean values for glyphosate and AMPA in runoff of 15,9 and 33,9 $\mu\text{g l}^{-1}$ respectively, while in the soil values for both molecules were 86752,6 and 2756,4 $\mu\text{g kg}^{-1}$, respectively. The presence frequency of the different types of edaphic structures of anthropic origin, mainly the platy structures were highly variable within the upper or superficial stratum of the A horizon and, in general, was the main determining factor of the variability registered in the hydrophysical properties. Through micromorphometric analysis, it was verified that each of the types of structures found had different pore architectures. Furthermore, the incubation of these structures with previous application of glyphosate, allowed the observation of the differential contribution of each one of them to the degradation of glyphosate to its main metabolite AMPA. This Thesis highlights the importance of studying the interaction between water erosion and physical degradation and contamination with agrochemicals in the area under study using different levels of

perception: micro-basin, plot and laboratory to soil aggregates level. This comprehensive vision highlighted the incidence of the structural condition of the soil and allowed knowledge development and establishing new questions about the spatial and temporal variability of the flows and transformations suffered by some pollutants of agronomic and environmental importance in the studied region.

Key words: hydrophysical properties, platy structures, variability, glyphosate.

CAPÍTULO I

Introducción

1. INTRODUCCIÓN

El uso de la tierra y los procesos de degradación

Los desafíos actuales a nivel mundial están enfocados a incrementar la producción de alimentos de manera sana y sustentable, con el objetivo de asegurar el acceso a una alimentación segura, erradicar la pobreza, reducir la desigualdad, disminuir la contaminación ambiental, reducir la degradación de los ecosistemas y evitar la pérdida de biodiversidad (FAO, 2017). Sin embargo, en busca de mayor rentabilidad, la producción de alimentos, bienes y servicios se realiza a expensas de una intensificación inadecuada del uso de los recursos naturales en especial del recurso suelo (Ananda y Herath, 2003) lo cual, en la mayoría de los casos, favorece su degradación. Esta incompatibilidad generada entre el crecimiento económico y la conservación del medio ambiente atenta contra la satisfacción de las necesidades de esta generación y de las futuras (WCED, 1987).

La agricultura implica en sí misma la degradación y a menudo la erosión de las tierras (Lal, 1999). La intervención del hombre y la transformación de los ecosistemas traen consigo una serie de consecuencias ambientales y socioeconómicas tanto en el corto como en el largo plazo. En Argentina, tanto el sistema productivo como la economía rural se han ido transformando y desarrollando en un marco de falta de ordenamiento territorial y de una fuerte prevalencia de soja lo cual estuvo y está asociado, en gran parte, a la alta demanda internacional de dicho cultivo y de sus derivados. Algunas consecuencias de este proceso son: la incorporación de tierras frágiles a los diferentes sistemas productivos (Arbeletche y Carballo, 2009), el desmonte (Viglizzo *et al.*, 2011), la pérdida de riqueza y de abundancia de las diferentes especies (Hillebrand *et al.*, 2008), la homogeneización del paisaje y pérdida de especies nativas (Tschardtke *et al.*, 2005), la pérdida de fertilidad de los suelos (Roy *et al.*, 2003), el desplazamiento de la ganadería a las zonas marginales de la región pampeana (Reboratti, 2010) y el reemplazo de pastizales naturales de uso ganadero por sistemas prevalentes de cultivo de soja (Viglizzo y Jobbágy, 2010). Los cambios sobre el uso de la tierra y las consecuencias de este proceso se experimentaron tanto en la pampa húmeda como en la región semiárida pampeana y chaqueña (Viglizzo y Jobbágy, 2010).

La degradación de la tierra abarca todos los cambios negativos en la capacidad del ecosistema para prestar bienes y servicios (biológicos, sociales y económicos) (FAO,

2016). Sin embargo, el concepto de degradación del suelo es más acotado y se define como una modificación en su estado de salud, el cual se manifiesta en la disminución de la calidad del suelo y/o de su productividad, además de afectar su capacidad de regulación ambiental (Lal, 1997). Los procesos de degradación que menciona la bibliografía se pueden agrupar de manera general en función de su carácter físico, químico o biológico. La degradación física está centrada en el estudio de la estructura del suelo y de qué manera su condición incide en el movimiento de aire y agua en el suelo. Es muy importante evaluar el nivel de degradación física edáfica por su posible incidencia negativa sobre la respuesta hidrológica del suelo tanto in situ como a nivel de cuenca (Cisneros *et al.*, 2012). Debe tenerse en cuenta que la generación de escurrimientos con poder erosivo y contaminante a nivel de una cuenca agropecuaria puede ser consecuencia de la alteración previa de la estructura edáfica a escalas más detalladas (Chagas *et al.*, 2008; Kraemer, 2015).

La erosión hídrica como proceso de degradación

En suelos susceptibles a la degradación física y que se encuentran en posiciones inclinadas, las lluvias de alta intensidad pueden desencadenar fenómenos de escurrimiento y erosión hídrica (Wischmeier y Smith, 1978). El proceso erosivo provoca la pérdida neta de parte del horizonte superficial edáfico de algunos sectores del paisaje afectado, así como la sedimentación parcial o total en otros sectores más o menos distantes, constituyéndose así en la manifestación más visible y dramática de la degradación del suelo (FAO, 2016). La modificación del suelo ocasionada por la erosión es un proceso irreversible (Hudson, 1982; Porta *et al.*, 2003). El manejo inadecuado de las tierras susceptibles a la erosión hídrica favorece la disminución de la fertilidad física y química, asociado principalmente a la pérdida de materia orgánica (Salinas-García *et al.*, 1997). También puede provocar una reducción de la capacidad de almacenamiento de agua útil de los suelos afectados.

El proceso de erosión hídrica, a nivel mundial, afecta aproximadamente 1100 millones de hectáreas por año, es uno de los principales procesos de degradación de las tierras (Lal, 2008). Argentina posee actualmente aproximadamente 65 millones de hectáreas afectadas por este proceso lo que permite apreciar la magnitud de este tipo de degradación y su impacto sobre los recursos naturales en general (Casas y Albarracín, 2015). Dichos autores estiman que el incremento de la erosión hídrica desde la década de

1990 a la actualidad ha sido del 80 %. Un caso extremo lo constituye La Pampa Ondulada ya que dicha región ya registraba más del 30 % de las tierras degradadas por este proceso, en evaluaciones de hace tres décadas (Irurtia *et al.*, 1988). Lo propio cabe mencionar para el caso de la Provincia de Entre Ríos.

Los distintos tipos de suelos presentan un comportamiento diferente frente al proceso erosivo, conforme a sus características intrínsecas. En los suelos arcillosos el desprendimiento ocasionado por la lluvia y/o escorrentía está limitado por la alta cohesión y adhesión de partículas que lo conforman. Por el contrario, la capacidad de permanecer en suspensión de las partículas finas en el flujo de agua, facilita el transporte de las mismas a grandes distancias de la fuente. Por su parte, los suelos arenosos, a pesar de tener baja estabilidad estructural, son escasamente erosionables debido a que poseen elevada velocidad de sedimentación una vez desprendidos y su alta permeabilidad natural les permite generar escasos volúmenes de escurrimiento. Por ende, si bien se desprenden con facilidad su posibilidad de transporte es escasa. En suelos limosos o franco arenosos finos, el proceso de erosión no estará limitado ni por la capacidad de desprendimiento ni por la de transporte ya que por un lado las estructuras edáficas son poco estables y por otro las partículas elementales resultantes de su disgregación son fácilmente transportables (Wischmeier y Smith, 1978). Por ello en la Pampa Ondulada, la degradación física y la erosión hídrica están asociadas y son dependientes del contenido de limos y arenas muy finas y de los mecanismos de agregación, preferentemente biológica, que actúan en esta clase textural.

Escurrimiento-erosión hídrica y contaminación: incidencia del uso de la tierra

El ciclo hidrológico desempeña un rol importante en la dinámica de la contaminación difusa proveniente de las actividades agrícolas (Defra, 2002). En tal sentido, la transferencia de contaminantes orgánicos y plaguicidas, disueltos o sorbidos a partículas, desde las tierras cultivadas puede tener efectos muy perjudiciales en los cuerpos de agua receptores (Polard *et al.*, 2011; Beketov *et al.*, 2013; Proia *et al.*, 2013).

El escurrimiento y la erosión hídrica determinan un costo ambiental y económico tanto para la agricultura como para la sociedad en general dado que implican la pérdida de agua, suelo, nutrientes y materia orgánica entre otros elementos (Ongley, 1997). Así mismo, el uso de la tierra es un factor que incide directamente en la expresión de la fragilidad al escurrimiento y a la erosión hídrica de una determinada tierra (Wischmeier

y Smith, 1978) y por ende contribuye al transporte de diferentes tipos de contaminantes, en particular, los sedimentos.

En la mayoría de los casos, la estrategia más adecuada para evitar la formación de escurrimientos erosivos concentrados, es la de propender a la retención *in situ* del agua de lluvia. Un factor importante para lograrlo es mantener la superficie del suelo con alto porcentaje de cobertura vegetal, elevada estabilidad estructural y eventualmente la conformación de rugosidad superficial tanto aleatoria como orientada (Wischmeier y Smith, 1978; Chagas, 1995). La cobertura vegetal es la manera más racional de disipar la energía del impacto de la gota de lluvia y de controlar el agua en movimiento sobre el suelo (Hudson, 1982; De la Vega *et al.*, 2004; Chagas *et al.*, 2004; Cisneros *et al.*, 2012) ya que, además, permite la incorporación de materia orgánica al mismo. La mayoría de los trabajos referidos al proceso erosivo mencionan que la cobertura vegetal controla (en grado diverso) tanto al escurrimiento (De la Vega *et al.*, 2004) como a las pérdidas de suelo (Myers y Waggoner, 1996; Li *et al.*, 2014).

Asociado a esto, el coeficiente de escurrimiento es uno de los determinantes hídricos más afectados por el cambio en el uso de la tierra (Castiglioni *et al.*, 2006; Chagas *et al.*, 2011; Masís Campos y Vargas Picado, 2014).

El proceso de erosión hídrica, como se nombró anteriormente, tiene efectos negativos tanto en los sitios de origen como en lugares más o menos alejados de los mismos. En los sitios donde se origina el proceso, fundamentalmente es afectada la productividad de las tierras (Lal, 2015; Maggi *et al.*, 2016). A su vez, los cuerpos de aguas y otros sitios del paisaje pueden recepcionar sedimentos, nutrientes y pesticidas entre otros contaminantes provenientes del sistema agropecuario afectado, contribuyendo a la contaminación puntual y difusa de los mismos lo cual genera la ruptura del equilibrio natural (Quirós *et al.*, 2006).

Los sedimentos son considerados los principales contaminantes de los cuerpos de agua originados por la actividad agrícola (Ongley, 1997). Esto es debido a que la contaminación que provocan puede evaluarse a través de dos dimensiones: química y física. La dimensión química está asociada al transporte de limo y arcilla con diferentes compuestos químicos sorbidos a los mismos tales como fósforo, pesticidas, metales y otros contaminantes. La dimensión física se refiere entre otros, al incremento de la turbidez que provoca el material suspendido con el consiguiente impacto sobre el paso de la luz solar y, por otra parte, la afectación directa de los organismos que los habitan (por ejemplo, la deposición de sedimentos sobre huevos de peces y otros animales).

El uso de la tierra incide en el tipo de contaminante que se genera y transporta por escurrimiento. Por ejemplo, se puede citar el fenómeno de la contaminación biológica provocado por la ganadería. Los sistemas de engorde a corral (feedlots) generan una importante contaminación biológica consistente en diversos microorganismos (bacterias entéricas, protozoarios y otros contaminantes biológicos como *Cryptosporidium*, *Giardia*, etc) que, al ser transportados fuera del sistema originario, pueden representar un riesgo para la salud humana (zoonosis) como así también para los propios animales. Trabajos recientes realizados en la Pampa Ondulada muestran la estrecha relación que existe entre la contaminación biológica y los procesos de erosión hídrica y el escurrimiento superficial (Chagas, 2007; Kraemer *et al.*, 2013; Chagas *et al.*, 2014; Kraemer y Chagas, 2016).

El escurrimiento superficial también puede determinar el transporte de metales pesados en agua y sedimentos, proveniente de sistemas agropecuarios (De Siervi *et al.*, 2005). Otros trabajos destacan la problemática de la exportación de formas de nitrógeno (N) y fósforo (P) al agua de escurrimiento. El movimiento de fósforo desde el horizonte superficial hacia otros sitios del ecosistema está asociado al escurrimiento y a procesos erosivos que lo arrastran en forma disuelta o sorbido a partículas (Sharpley, 1985, 1995; Pimentel *et al.*, 1995; Jordan *et al.*, 1997; Chagas *et al.*, 1999; Brannan *et al.*, 1999; Dou *et al.*, 2000; Wang *et al.*, 2014; Gholami *et al.*, 2016). Por ejemplo, en un estudio sobre suelos de la Pampa Ondulada bajo lluvia simulada se observó que la concentración de fósforo disuelto reactivo en el escurrimiento estaba relacionada con el contenido de fósforo extractable de los suelos analizados (Chagas *et al.*, 1999). Similares resultados se observaron al comparar el contenido de fósforo del escurrimiento de un feedlot respecto de suelos bajo pastizal natural (Chagas *et al.*, 2007).

A nivel de cuenca en esta misma región se determinó que la pérdida anual de fosfatos a través del escurrimiento superficial era relativamente mayor en los sectores con pendientes más pronunciadas de dicha cuenca. A su vez la variabilidad temporal en la concentración de nitrógeno y fósforo en dichas aguas durante tres años de muestreos estacionales, fue superior a la del propio caudal, evidenciado la incidencia del uso antrópico en esas concentraciones (Santanatoglia *et al.*, 2006). Otros estudios muestran que, si bien se estima que las pérdidas de P y de N por la escorrentía son generalmente menores al 5 % de la cantidad aplicada como fertilizantes sintéticos, estos porcentajes subestiman el flujo total de N que llega a los ecosistemas acuáticos, ya que no incluyen la infiltración ni la lixiviación (Naeem *et al.*, 1999).

Siembra directa y estructuras edáficas

El sistema de siembra directa tiene como características principales la mínima remoción del suelo, la no incorporación de residuos de los cultivos, la rotación de cultivos, el control de malezas mediante el uso de herbicidas no contaminantes, la disminución de la erosión y la maximización de la actividad biológica y de la biodiversidad (FAO, 2004). La implementación de este sistema en la región pampeana se dio en los años 90 y su adopción fue creciendo de manera acelerada principalmente por cuestiones económicas. Sin embargo, con el paso de los años, en Argentina el sistema productivo sufrió una simplificación en general y del uso de la siembra directa en particular; lo cual asociado al monocultivo de soja y al intensivo uso de tecnología de insumos en detrimento de la tecnología de procesos condujo a la expresión de la fragilidad del sistema y al desarrollo de procesos de degradación física con el consiguiente incremento de escurrimientos. Argentina actualmente posee una proporción significativa de las tierras cultivadas bajo siembra directa (AAPRESID, 2015), lo cual está en estrecha relación con la superficie de monocultivo (Novelli *et al.*, 2011).

Asociado a la siembra directa varios autores han reportado la ocurrencia de estructuras laminares en la región pampeana (Bonel y Morrás, 2000; Morrás *et al.*, 2004; Álvarez *et al.*, 2014; Sasal *et al.*, 2017). Las estructuras laminares encontradas en la región pampeana presentan una importante heterogeneidad micromorfológica en lo que respecta a su conformación (espesor, acomodamiento, grado y génesis) lo cual está condicionado por los distintos manejos bajo SD (Kraemer y Morrás, 2018). La importancia de estas estructuras radica en que pueden afectar las propiedades físicas e hidrológicas del suelo (Cavaliere *et al.*, 2009). Por ejemplo, varios autores han reportado restricciones en la entrada de agua en suelos limosos bajo SD como consecuencia de la presencia de estructuras laminares (Pagliai *et al.*, 1983; Ball y Robertson, 1994).

Teniendo en cuenta lo expresado anteriormente respecto de la fragilidad física y a la ocurrencia variable de estructuras laminares en los suelos pampeanos sumado a la falta de rotaciones y de cobertura vegetal que caracteriza a los actuales planteos productivos, se puede advertir que los agroquímicos utilizados resultarían fácilmente exportados fuera del sistema productivo ante lluvias intensas, comprometiendo la calidad de los cuerpos de agua receptores de dichos escurrimientos contaminantes. Esto se ve seriamente acentuado con los fuertes cambios estructurales.

Por lo tanto, surge la necesidad de estudiar con mayor detalle la interacción entre la erosión hídrica y la degradación física de los suelos y la posible exportación de algunos contaminantes, como el glifosato, fósforo y nitrógeno, bajo el sistema de siembra directa.

Degradación de la estructura edáfica: movimiento de agua, aire y hábitat biológico

La estructura del suelo es una propiedad que afecta el movimiento de aire y agua, la fauna y el volumen de agua que este puede almacenar (Hermavan y Cameron, 1993; Langmaack, 1999; Vaz *et al.*, 2001), por lo que su degradación puede derivar en compactación, cementación y/o en la pérdida de productividad para diversos usos agropecuarios (Kay y Angers, 2000; Gale *et al.*, 2000a). La cuantificación de los cambios de la estructura del suelo permite entender cómo afectan las prácticas agrícolas al agroecosistema (Danielson y Sutherland, 1986). Así mismo, la estabilidad estructural puede ser utilizada como un indicador de la degradación del suelo (Cerde, 2000; Saygin *et al.*, 2012). En este sentido, la cuantificación de los cambios estructurales son el puntapié inicial para el análisis, interpretación y control de los procesos de degradación física de los suelos (Pagliai *et al.*, 2004).

Los suelos limosos se caracterizan por su vulnerabilidad a formar sellos y costras superficiales (Wischmeier y Smith, 1978; Chagas, 1995), a compactarse y a formar estructuras masivas (Voorhees y Lindstrom, 1984). La región Pampeana, principalmente la Pampa Ondulada, es una de las regiones más afectadas por la degradación física, debido a que predominan suelos con esta granulometría, en los cuales la fracción limo suele poseer un alto contenido de biolitos, en particular fitolitos. Esta característica genética constituye un factor central responsable de la fragilidad estructural de estos suelos (De Battista *et al.*, 1994; Cosentino y Pecorari, 2002).

Mediante estudios propios al norte de la provincia de Buenos Aires, se reportó una importante presencia de sellamientos superficiales, compactaciones y la formación de estructuras laminares subsuperficiales en el horizonte A. La presencia de dichas estructuras laminares asociadas a estos suelos y a la práctica de la siembra directa, también fueron reportadas por Shipitalo y Protz, (1987); Ball y Robertson, (1994); Franzluebbers, (2002); Munkholm *et al.* (2003); Morrás *et al.* (2004); Bonel *et al.* (2005); Soracco *et al.* (2010); Álvarez *et al.* (2014). Las mismas afectan la presencia y continuidad de macroporos responsables del movimiento vertical de aire y agua edáfica, pudiendo comprometer significativamente el proceso de infiltración del agua al suelo

(Chagas, 1995; Sasal *et al.*, 2006, 2010; Sasal, 2012) y a la actividad microbiológica del suelo.

La heterogeneidad microestructural del horizonte superficial además de condicionar la organización a nivel de poro también podría afectar la actividad biológica edáfica. Los microorganismos del suelo se ubican en los espacios vacíos, poros, que surgen del ordenamiento de la estructura (Ladd *et al.*, 1996; Yoo *et al.*, 2006) y su distribución en los mismos es de manera heterogénea (Marshall, 1985). La formación de su hábitat en el suelo es afectada por la cantidad relativa y distribución de arena, limo, arcilla y materia orgánica en el mismo (Marshall, 1980) y de la estructura edáfica. Asociado a esto, aquellos suelos más estructurados favorecen la supervivencia bacteriana dado que contribuye a una mayor la diversidad de hábitats físicos (Chenu y Cosentino, 2011).

A su vez, los poros también regulan el acceso de los microorganismos al sustrato orgánico, agua, oxígeno y nutrientes (Prove *et al.*, 1990; Ladd *et al.*, 1996; Wang *et al.*, 2001; Yoo *et al.*, 2006). Respecto a la extensión y ubicación de ellos está regulada por el potencial mátrico. En este sentido, diversos autores coinciden que cambios en la estructura edáfica influyen tanto en la mineralización del carbono (Franzluebbers *et al.*, 1997) como en el transporte de moléculas orgánicas, por ejemplo, de glifosato (Gjettermann *et al.*, 2009; Aronsson *et al.*, 2011). Por lo anterior es posible establecer que el tipo de estructura presente en el suelo podría tener una incidencia directa en la actividad microbiana y en sus procesos asociados. A su vez, la formación de los diferentes tipos de estructuras, principalmente en el horizonte superficial, está relacionado con la anisotropía estructural del suelo, la cual está traccionada junto a otros factores, por la microestructura edáfica (Morrás *et al.*, 2012).

Incidencia de la condición estructural del suelo y el grado de cobertura vegetal en siembra directa sobre la exportación de glifosato

El paquete tecnológico actual asociado e incorporado junto con el sistema de siembra directa se caracteriza por cultivos transgénicos (con diferentes eventos genéticos), agroquímicos y máquinas de alto porte. Dentro de los agroquímicos, uno de los más difundidos y usados a nivel global es el glifosato (Baylis, 2000), desarrollado en 1974. El uso total de glifosato a escala mundial tanto agrícola como no agrícola aumentó más de 12 veces (de aproximadamente 67 millones de kilogramos en 1995 a 826 millones de kilogramos en 2014); en la última década se han aplicado 6,1 mil millones de kg de

glifosato (Benbrook, 2016). En Argentina este agroquímico representa el 65 % (aproximadamente 180 millones de litros anuales) del total de herbicidas usados en el país (Aparicio *et al.*, 2015). En la Región Pampeana se realizan 2 o 3 aplicaciones de glifosato en las secuencias de cultivos más comunes (Bindraban *et al.*, 2009).

El destino de los agroquímicos en el ambiente está relacionado tanto con las características intrínsecas del producto (adsorción, solubilidad y persistencia), con las propiedades del suelo (contenido orgánico, humedad, biomasa, conectividad de poros y pH) (Holland, 2004) como con el cultivo utilizado (tipo, especie, calidad y cantidad de rastrojo). Respecto a los herbicidas, una vez aplicados sobre el cultivo, este puede ser absorbido o adsorbido por las plantas, otra fracción puede ser transportado tanto dentro como fuera del agroecosistema o puede ser sorbido o mineralizado por los microorganismos del suelo.

Respecto a la molécula de glifosato, la fracción que fue absorbida por las plantas estará retenida en el tejido vegetal hasta que comience el proceso de transformación del mismo (Locke *et al.*, 2008). Por lo anterior, la planta le otorga protección al herbicida, evitando el ataque y degradación de los microorganismos y aumentando así su persistencia en el medio ambiente (Mamy *et al.*, 2016). El destino del glifosato en el suelo difiere si la aplicación se realiza sobre suelo desnudo directamente, sobre vegetación viva (Von Wiren-Lehr *et al.*, 1997) o rastrojo. La mineralización del glifosato es significativamente menor cuando se aplica sobre vegetación que sobre el suelo, razón por la cual la vida media es mayor (Mamy *et al.*, 2016). Además, la molécula de glifosato es altamente soluble en agua ($11,6 \text{ g l}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$) (Montgomery, 1993), lo cual incrementa el riesgo de ocurrencia en la fase acuosa. Sin embargo, esta molécula tiende a ser adsorbida fuertemente a las partículas del suelo, lo cual reduce su capacidad potencial de contaminar aguas superficiales o subterráneas (Vereecken, 2005). No obstante, esta capacidad de sorción del glifosato a las partículas del suelo contribuye a la acumulación de la molécula en el suelo.

El proceso de sorción de esta molécula al suelo está relacionado con el contenido de arcilla y la capacidad de intercambio catiónico del mismo (Hiera da Cruz *et al.*, 2007). El aluminio cristalino y amorfo y óxidos de hierro (Morillo *et al.*, 2000) junto con el pH también inciden en el proceso de adsorción. Es una molécula anfótera, característica otorgada por sus grupos amino, carboxilato y fosfonato, cuyas constantes de ionización (pKa) son 2,6; 5,8 y 10,8 (Sprankle *et al.*, 1975). Por lo anterior, según el pH del medio será el comportamiento de la molécula. A pH entre 4 y 8 el glifosato se encuentra en su

forma aniónica y tiene una alta afinidad con cationes trivalentes tales como Al^{3+} y Fe^{3+} (Sheals *et al.*, 2002; Gimsing y Borggaard, 2007). La presencia de fosfato inorgánico influye en la dinámica del glifosato en el suelo ya que compite por los mismos sitios de intercambio, razón por la cual aumenta la movilidad del glifosato (Prata *et al.*, 2003).

Respecto a la cobertura, los rastrojos pueden intervenir en la sorción de herbicidas (Locke y Bryson, 1997). En el caso del glifosato, los rastrojos podrían intervenir en la dinámica de la molécula entre los diferentes compartimentos ambientales dado que el herbicida que es interceptado por el rastrojo puede ser retenido o ser liberado al suelo mediante alguna lluvia (Dao, 1991; Selim *et al.*, 2003). La afinidad rastrojo-molécula varía con el tipo de vegetal, por ejemplo, la afinidad entre la molécula de glifosato y el rastrojo de maíz es baja (Accinelli *et al.*, 2005). Si bien el comportamiento de sorción del glifosato aún no está claro, un estudio realizado sobre rastrojo de maíz y soja muestra que la sorción de la molécula es reversible y limitada (Rampoldi *et al.*, 2011). Por ello, existe una compleja interacción entre la cobertura, la relación escurrimiento/infiltración y generación de sedimentos en el movimiento de glifosato.

La degradación del glifosato puede llevarse a cabo vía sarcosina o vía AMPA (Borggaard y Gimsing, 2008). La degradación microbiana vía sarcosina sólo se documentó mediante el empleo de cultivos puros (Shinabarger y Braymer, 1986; Pipke y Amrhein, 1988). Así, la principal vía de mineralización del glifosato en el medio ambiente es vía AMPA, reacción mediada por la enzima glifosato oxidorreductasa que genera ácido aminometilfosfónico (AMPA) y glioxilato. La degradación del AMPA es más lenta que su generación por lo que tiende a acumularse en el suelo (Simonsen *et al.*, 2008).

Por lo expuesto y asociado a los ítems anteriores, los diferentes rastrojos y los distintos tipos y grados de estructuras edáficas serían potenciales condicionantes tanto de la dinámica hídrica, de la actividad microbiana, de la formación del hábitat microbiano como de la degradación y dinámica del glifosato.

Variabilidad espacio-temporal de las propiedades físicas edáficas

Para poder comprender la regulación de las propiedades hidrológicas y edáficas del paisaje en la dinámica del movimiento y degradación de los contaminantes químicos, en particular del glifosato, debe tenerse en cuenta la variabilidad espacio-temporal de estas propiedades, ya que es una condición inherente de los ecosistemas. Las propiedades del suelo varían tanto en el espacio como en el tiempo por procesos y factores naturales

(factores formadores de suelo) y antrópicos (sistemas de manejo del suelo) (Cambardella y Karlen, 1999; Boruvka *et al.*, 2002; Castrignanò *et al.*, 2000; Paz-González *et al.*, 2000; Wang y Shao, 2013). La variabilidad de las propiedades físicas del suelo afecta el movimiento del agua en el espacio y en el tiempo (Strock *et al.*, 2001). El tipo de manejo de suelo contribuye en la variabilidad espacio-temporal de las propiedades edáficas, por ejemplo, la labranza cero favorece el incremento de la conectividad de los macroporos y de la conductividad hidráulica saturada mientras que el efecto sobre la porosidad total y la densidad aparente es más bien errático comparado con la labranza convencional (Strudley *et al.*, 2008). Trabajos realizados sobre Argiudoles de la pradera pampeana destacaron la incidencia de los cambios en la condición antecedente de humedad edáfica y la rugosidad superficial como condicionantes de la respuesta hidrológica de los mismos en suelos bajo labranza convencional (Chagas, 1995; Peleretegui *et al.*, 2003). Esto mismo se observó al comparar en el mediano plazo la dinámica temporal de la respuesta hidrológica de una microcuenca aforada sometida desde 1991 a 1999 a labranza convencional y desde 2000 a 2005 a siembra directa. Se pudo comprobar que la microcuenca bajo siembra directa pulsaba en fase con el nivel de lluvias diarias independientemente del uso, mientras que bajo labranza convencional la respuesta hidrológica estaba condicionada en mayor medida por la sucesión de períodos de barbecho o cultivo reflejando así una mayor estabilidad relativa en la condición superficial del suelo bajo siembra directa (Chagas *et al.*, 2008). A su vez De la Vega *et al.* (2004) estudiaron la incidencia de los cambios en la humedad edáfica y la cobertura superficial sobre el escurrimiento y la erosión laminar en un Argiudol vértico sometido a lluvia simulada a campo a lo largo de un ciclo de cultivo. Paralelamente Chagas *et al.* (2004), reprodujeron estas mismas condiciones experimentales en laboratorio trabajando en forma controlada con parcelas inalteradas de 21 cm de diámetro obtenidas del mismo agroecosistema que el de los autores anteriores. En ambos estudios se pudo comprobar la incidencia del grado de cobertura vegetal (y en el caso del trabajo a campo) la importancia del nivel de humedad previo, sobre las variables estudiadas: escurrimiento y salida de sedimentos.

Respecto a la variabilidad espacio-temporal de la estructura edáfica, Sainz *et al.* (2017) y Kraemer *et al.* (2017) han evidenciado anisotropía estructural tanto a escala de parche como micrométrica.

Por lo anterior, se estudiará la variabilidad de las propiedades edáficas tanto en el espacio como en el tiempo.

Niveles de estudio

Tal como se acaba de señalar, el estudio del escurrimiento y del movimiento de contaminantes agropecuarios es conveniente realizarlo a distintos niveles de análisis, ya que cada nivel de percepción permite obtener información valiosa y complementaria de otros niveles de análisis (De Vente, 2005).

A nivel de microcuenca

Como se deduce de lo anterior, los procesos de degradación de tierras están relacionados tanto a la estructura del suelo y como al manejo agrícola. La incidencia de los mismos queda reflejada en una variable clave como es el escurrimiento. Dada la importancia de poseer estimaciones confiables de las respuestas hidrológicas como la intensidad y volumen del escurrimiento, es necesario conocer las propiedades emergentes a distintos niveles o escalas de análisis. A escala de microcuenca agropecuaria resulta necesario contar con datos provenientes de sistemas aforados, obtenidos para una determinada área de interés (Santanatoglia *et al.*, 2012). El método del número de curva (CN) permite predecir el escurrimiento directo a partir de pares ordenados de lluvia-escurrimiento medidos *in situ* (Mishra y Singh, 2003; USDA, 2004; Soulis *et al.*, 2009). El desarrollo original de esta metodología se realizó en EEUU en forma empírica a partir del estudio de diversas microcuencas de ese país cuyas condiciones físico-ambientales, de uso y manejo eran contrastantes entre sí. El mismo permite estimar el escurrimiento directo de una determinada microcuenca con una cierta probabilidad de ocurrencia (Tedela *et al.*, 2012) a partir de tablas específicas que combinan tipos de suelos, usos y niveles de humedades edáficas prevalentes (Hawkins, 1993; Van Mullem *et al.*, 2002; Jacobs y Srinivasan, 2005; Romero *et al.*, 2007). Contar con valores calibrados localmente de CN permite mejorar la predicción de diversos modelos de simulación de movimiento de agua/contaminantes tales como el HEC HMS y de otros más complejos como el SWAT que se nutren de esta información (Arnold *et al.*, 1998; Kraemer *et al.*, 2011). La bibliografía consultada destaca la discusión de algunas presuposiciones de este método tales como el concepto de humedad edáfica antecedente o la denominada abstracción inicial entre otros (Baltas *et al.*, 2007; Beck *et al.*, 2009). Otro aspecto que se ha comenzado a considerar localmente es la incidencia de la siembra directa como sistema de manejo sobre los CN (Castiglioni *et al.*, 2006; Chagas *et al.*, 2008). Si bien el CN de

una determinada cuenca no está directamente asociado a la curva de infiltración de sus suelos dominantes (Van Mullem *et al.*, 2002), el empleo de infiltrómetros y simuladores de lluvia a campo puede aportar información comparativa valiosa para ayudar a interpretar los resultados a escala de cuenca y microcuenca (Elhakeem y Papanicolaou, 2009; Chagas *et al.*, 2011). En tal sentido Ares *et al.* (2014) observaron una relación coherente entre el CN calibrado mediante un método limnógrafo por un lado y la velocidad de infiltración medida con simulador de lluvia a campo por otro, comparando entre sí, microcuencas de Pampa Ondulada y de Pampa Serrana. Un aspecto adicional tiene que ver con el procedimiento seguido para determinar la CN de una microcuenca. Recientemente Ares *et al.* (2012b, 2014) y Chagas *et al.* (2014), siguiendo el criterio de Hawkins (1993) establecieron en forma asintótica el valor de CN para microcuencas de Pampa Serrana y Pampa Ondulada, pudiendo advertir la conveniencia de utilizar ese procedimiento para caracterizar las microcuencas estudiadas. La ventaja de ese proceder es poder además caracterizar su comportamiento hidrológico pudiendo clasificarlo dentro de las categorías: estándar, complaciente o violento de acuerdo con la forma de dicha respuesta. Uno de los aspectos básicos del método es la determinación del grupo hidrológico del suelo dominante, en función de la capacidad de infiltración y la permeabilidad del mismo. En tal sentido resulta importante determinar si existen diferencias en el comportamiento hidrológico de la serie Arroyo Dulce (Argiudol Típico franco limoso extremadamente profundo, dominante de la presente microcuenca de Arrecifes), sitio de estudio para esta Tesis, respecto de microcuencas de las que ya se cuenta con series extensas de información medida tales como la de San Pedro (Chagas *et al.*, 2008) dominada por la Serie Ramallo (Argiudol Vértico franco arcillo limoso, con subsuelo extremadamente textural) y la de Cacharí (Ares *et al.*, 2014) dominada por la Serie Azul (Argiudol Típico, franco profundo rico en materia orgánica).

A nivel de lote/parche

Mediante el empleo del simulador de lluvia el estudio del escurrimiento y erosión puede ser realizado a escala de detalle. Esta escala es apropiada para estudiar la variabilidad de la respuesta edáfica frente a factores altamente condicionantes, que pueden variar tanto espacial como temporalmente. Es un método ampliamente utilizado en la estimación de escurrimiento y pérdida de suelo dado que se prescinde de la lluvia natural, es de fácil utilidad y de bajo costo (Chagas, 1995; Walsh *et al.*, 1998; De la Vega *et al.*, 2004; Gottfriedt *et al.*, 2004; Chagas *et al.*, 2011; Kraemer *et al.*, 2011). Además,

permite la obtención de datos comparativos bajo condiciones controladas y en tiempos relativamente cortos (Navas *et al.*, 1990). Sin embargo, es una técnica que presenta como principales inconvenientes que el área que se utiliza es muy pequeña, la difícil extrapolación a tamaño de cuenca (Cerdá, 1999) y la reproducción de la lluvia natural es dificultosa (Arnaez *et al.*, 2007). Por lo tanto, las conclusiones que surjan de su uso, deben estar apropiadamente interpretadas para el agroecosistema que se está estudiando. Es por ello que su uso se recomienda principalmente en estudios comparativos de infiltración y erosión laminar en condiciones variables de manejo de la estructura superficial edáfica, así como del tipo y grado de cobertura vegetal y la condición de humedad antecedente (Chagas, 1995). Los pequeños equipos formadores de gota poseen ventajas adicionales sobre los grandes aparatos aspersores (ejemplo Rainulator, Swamson y otros) en cuanto a su sencillez de utilización a campo y el sentido físico de sus resultados. Al usar agua destilada en cantidades fácilmente obtenibles, estos microsimuladores formadores de gota reproducen en forma más cercana el efecto de la lluvia de alta intensidad y energía cinética sobre el suelo respecto de los grandes equipos que deben emplear fuentes de agua abundante, que a menudo presentan concentraciones importantes de electrolitos. Por ello, en esta escala es posible estudiar la generación y calidad del escurrimiento en términos de: rendimiento de sedimentos, volumen escurrido, inicio del escurrimiento, concentración de carbono orgánico, fósforo y nitrógeno total.

A nivel de laboratorio

El empleo del simulador de lluvia en el laboratorio permite el estudio del escurrimiento y percolación en microparcels bajo condiciones controladas, lo cual permite ajustar variables y establecer condiciones de trabajo precisas. Los estudios de determinantes hidrológicos en esta escala contribuyen al conocimiento y apoyo de la información recabada en escalas de menos detalle.

Al igual que en la escala de parche, el uso de agua destilada permite el estudio del escurrimiento tanto en cantidad (rendimiento de sedimentos, volumen escurrido) como en calidad (concentración de carbono orgánico, fósforo, nitrógeno y agroquímicos).

En base a lo anteriormente expuesto, se advierte la conveniencia de realizar estudios que abarquen diferentes escalas de percepción, en los cuales se analicen los posibles determinantes hidrológicos y edáficos que inciden en la dinámica de algunos

contaminantes físicos (sedimentos) y químicos (carbono, fósforo y glifosato) en una microcuenca de Pampa Ondulada bajo siembra directa.

1.2 HIPÓTESIS y OBJETIVOS

HIPÓTESIS

A escala de microcuenca: monitoreo de escurrimiento superficial

A) La relación entre el Número de Curva de escurrimiento superficial (CN) y la precipitación diaria registrada en la microcuenca perteneciente al Arroyo Los ingleses presenta una tendencia hacia valores de CN que resultan coherentes con las características morfológicas (particularmente textura y profundidad del horizonte Bt) del suelo presente en dicha microcuenca.

A escala de lote/parche

B) Existe una variación estacional de algunas propiedades físicas edáficas (densidad aparente, estabilidad estructural) que afecta de manera significativa el movimiento de agua en el suelo a escala de parche.

C) La presencia de glifosato en el escurrimiento superficial es mayor en suelos con cobertura que en suelos desnudos.

A escala de laboratorio

D) La dinámica de la respuesta hidrológica y la generación de sedimentos a través del escurrimiento superficial está condicionada por el tipo de estructura edáfica predominante independientemente de la presencia de cobertura superficial (suelo cubierto-suelo desnudo).

E) La cobertura superficial incide en la concentración de glifosato, pero no así en la de AMPA en el escurrimiento superficial.

F) El tipo de estructura edáfica afecta de manera diferencial a la actividad biológica y a la degradación de glifosato.

Conforme a estas hipótesis surgen los siguientes objetivos:

OBJETIVOS

Objetivo general

Cuantificar las pérdidas de suelo, glifosato y AMPA asociadas a la generación de escurrimientos superficiales en tierras agrícolas bajo siembra directa, en función del grado de cobertura vegetal y de algunas propiedades edáficas, en un sector representativo de una microcuenca correspondiente al Arroyo de Los Ingleses afluente del Río Arrecifes.

Objetivos específicos

A escala de microcuenca: monitoreo de escurrimiento superficial

1. Estudiar y caracterizar la respuesta hidrológica, en términos de Número de Curva de escurrimiento, de una microcuenca aforada de 2,3 km² de extensión, representativa de la vertiente este del Río Arrecifes, dominado por la Serie Arroyo Dulce bajo agricultura continua en siembra directa.

A escala de lote/ parche

2. Identificar un lote representativo de la cuenca bajo estudio, en el cual se verifiquen condiciones topográficas, edáficas, de manejo y nivel de degradación que resulten comparables al resto de dicha cuenca.

3. En el sector de la microcuenca antes mencionado, cuantificar a campo la variabilidad temporal del volumen de escurrimiento, la producción y exportación de sedimentos y glifosato/AMPA mediante la aplicación de lluvia simulada sobre una secuencia agrícola en distintas estaciones del año, en función del grado de cobertura vegetal y de algunas propiedades edáficas, con énfasis en la presencia de estructuras laminares subsuperficiales.

A escala de laboratorio

Ensayo de simulación de lluvia en microparcels: *Análisis de la dinámica hídrica y de glifosato y AMPA.*

4. Evaluar la incidencia de la cobertura vegetal superficial y de las propiedades estructurales edáficas, sobre la dinámica del escurrimiento y de la concentración de sedimentos, glifosato y AMPA mediante ensayos de simulación de lluvia en microparcels conteniendo suelo no disturbado en diferentes fechas.

5. Analizar algunas propiedades edáficas físicas y químicas con énfasis en cuanto a tipo, clase, grado y consistencia de las estructuras predominantes en las microparcels estudiadas.

Ensayo sobre la actividad microbiológica y degradación del glifosato en diferentes tipos y grados de estructuras edáficas

6. Cuantificar la actividad microbiológica de distintos tipos de estructuras presentes en el suelo estudiado con y sin agregado de glifosato y relacionarla con las propiedades físicas y químicas edáficas con énfasis en la distribución de la porosidad.

1.3 ORGANIZACIÓN DE LA TESIS

En el Capítulo 1 se presenta la introducción y se establece el marco teórico y los antecedentes para los capítulos siguientes. Además, se exponen las hipótesis y objetivos.

En el Capítulo 2 se muestran los resultados obtenidos a nivel de campo a escala de microcuencia y de lote/parche, sobre el monitoreo y cuantificación del escurrimiento. A escala de microcuencia, la cuantificación del escurrimiento se realizó mediante la utilización de un limnógrafo, mientras que, a escala de parche, en un lote representativo, la medición se realizó mediante el uso de simulaciones de lluvias en diferentes fechas. En este Capítulo se desarrollan los Objetivos Específicos 1, 2 y 3.

En el Capítulo 3, se realizan ensayos en condiciones controladas de laboratorio, con el fin de complementar los resultados obtenidos a campo y profundizar el conocimiento de los mecanismos y factores estructurales involucrados. En este Capítulo se desarrollan los Objetivos Específicos 4, 5 y 6.

En el Capítulo 4, se presentan las principales consideraciones finales de los capítulos anteriores y se exponen las fortalezas y las líneas a tener en cuenta para investigaciones futuras.

CAPÍTULO II

Monitoreo del escurrimiento a nivel de microcuenca y evaluación de condiciones hidrofísicas edáficas sobre el movimiento de agua, sedimentos y la dinámica del glifosato y AMPA a escala de lote/parche

2.1 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1.1 Sitio de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en una microcuenca de 2,3 km² perteneciente al Arroyo Los Ingleses, dentro de la cuenca del Río Arrecifes. Los trabajos a nivel de lote se realizaron en el Establecimiento de la Fundación Stegman ubicado dentro de la microcuenca mencionada. El área bajo estudio se encuentra al norte de la provincia de Buenos Aires. Los suelos presentes en dicho ambiente pertenecen principalmente a la Serie Arroyo Dulce (INTA, 1974). El concepto central de esta Serie abarca suelos oscuros, muy profundos, con aptitud agrícola, en un paisaje de lomas extendidas, en posición de loma de la Subregión de Pampa Ondulada alta, formado en sedimentos loésicos, franco limoso (A1 [0-14 cm]: Limo (2-20 µm): 27,1 % - Limo (2-50 µm): 63,9 % / Ap2 [14-34 cm]: Limo (2-20 µm): 26,7 % - Limo (2-50 µm): 62,6 %), no alcalino, no salino, con gradiente de 0 a 3 %; siendo su clasificación taxonómica: Argiudol Típico, Familia fina, illítica, térmica (USDA NRCS, 2006). Se reconocen fases de erosión.

2.1.2 Escala de estudio

A nivel de campo se trabajó a escala de microcuenca y de lote/parche. Para la integración de ambas se determinó el coeficiente de escurrimiento de las diferentes lluvias analizadas.

2.1.2.1 A escala de microcuenca: monitoreo de escurrimiento superficial

Descripción de la microcuenca

La microcuenca estudiada pertenece a la cuenca del Arroyo Los Ingleses, afluente del río Arrecifes, ubicado en su vertiente este ([Figura 2.1](#)). Posee aproximadamente 2,3 km² dominadas por fases algo inclinadas y erosionadas de la Serie Arroyo Dulce. Las pendientes del terreno no superan el 3 % de gradiente. El uso de la tierra de la microcuenca es principalmente agrícola consistiendo en secuencia de cultivos anuales con predominio de soja bajo siembra directa (SD).



Figura 2.1. Microcuenca bajo estudio. Imagen Google Earth y carta topográfica con equidistancia de 2,5 metros. El cierre de la microcuenca se realiza en el punto de instalación del limnígrafo registrador de escurrimientos.

Registro de lluvias

El registro se realizó en el propio campo experimental de la Fundación y se compararon con mediciones pluviométricas mensuales históricas obtenidas en la estación experimental de INTA Pergamino (INTA, 2019).

Registro de escurrimientos

Las mediciones de caudal (q) se efectuaron mediante un limnígrafo automático dotado de un sensor piezo-resistivo (Figura 2.2), colocado en un pozo en el eje de la vaguada central de la microcuenca. En una memoria tipo EEPROM se registró la altura por encima del sensor (encima de 40 cm) (h) a intervalos de 30 minutos. Dicha altura se transforma a q , a través de una curva q /calado de agua confeccionada para el área de trabajo, utilizando el modelo de Manning.

Previo a la instalación del limnígrafo, se realizó el relevamiento topográfico detallado a campo midiendo la pendiente y las secciones transversales del cauce principal de la microcuenca (Chagas *et al.*, 2008). La rugosidad del cauce se estimó mediante el empleo de tablas específicas.



Figura 2.2. Limnógrafo instalado en cercanías de la vaguada.

Cálculo de los Números de Curva (CN)

A partir de datos locales de precipitación y escurrimiento se determinaron los valores de CN correspondientes a los eventos registrados, a través de las Ecuaciones (1) y (2) (Hawkins, 1993).

$$S = 5 [P + 2Q - (4Q^2 + 5PQ)^{-2}] \quad (1)$$

$$CN = \frac{25400}{(254+S)} \quad (2)$$

Dónde: S = retención potencial (mm); P = precipitación (mm); Q = escorrentía (mm).

Mediante el análisis gráfico de los valores de CN obtenidos vs las precipitaciones se caracterizó el patrón de respuesta de la cuenca estudiada, el cual puede ser clasificado como “violento”, “complaciente” o “estándar”. El patrón de respuesta “violento” se manifiesta cuando el valor de CN observado aumenta de manera repentina y tiende asintóticamente a un valor constante aparente. Sin embargo, el comportamiento de la cuenca es clasificado como “complaciente” cuando el valor de CN observado disminuye con el aumento de la lluvia y no tiende a alcanzar un valor estable. Respecto al patrón de respuesta “estándar”, el comportamiento de la cuenca adopta dicha clasificación cuando el valor de CN observado disminuye con el aumento del tamaño de la tormenta hasta tomar un valor casi constante con tormentas cada vez más grandes. Este comportamiento

es el que se manifiesta comúnmente y el que mejor se ajusta a la metodología de CN (Hawkins, 1993).

Análisis estadístico

Se establecieron modelos de regresión lineal mediante el uso de InfoStat (InfoStat, 2002). Las variables respuestas analizadas fueron caudal, escurrimiento y caudal pico, en función de altura de agua por encima del sensor del limnígrafo y volumen de precipitaciones.

Los valores de caudal y altura de agua por encima del sensor del limnígrafo (Curva q/h) se relacionaron mediante una función polinómica de segundo grado ($y = ax^2 + bx + c$). Para los datos de escurrimiento y caudal pico con el volumen de precipitaciones se construyó una regresión lineal simple ($y = ax + b$).

En todos los casos se utilizó como medida de ajuste R^2 .

2.1.2.2 A escala de lote/parche

Se evaluaron parámetros hidrológicos, físicos y químicos y su variabilidad espacio-temporal durante 2 ciclos de cultivos en 2 estaciones del año diferentes. Los sitios experimentales para realizar los muestreos y ensayos se eligieron al azar dentro del lote seleccionado. Se realizaron 5 muestreos de propiedades edáficas en 2 años, siendo 2 en otoño (15/06/2016; 21/03/2017), 1 en invierno (9/08/2017) y 2 en primavera (31/10/2016; 10/10/2017) (Figura 2.3). En 4 de las 5 fechas de muestreo antes mencionadas se llevaron a cabo, además, ensayos de simulación de lluvia.

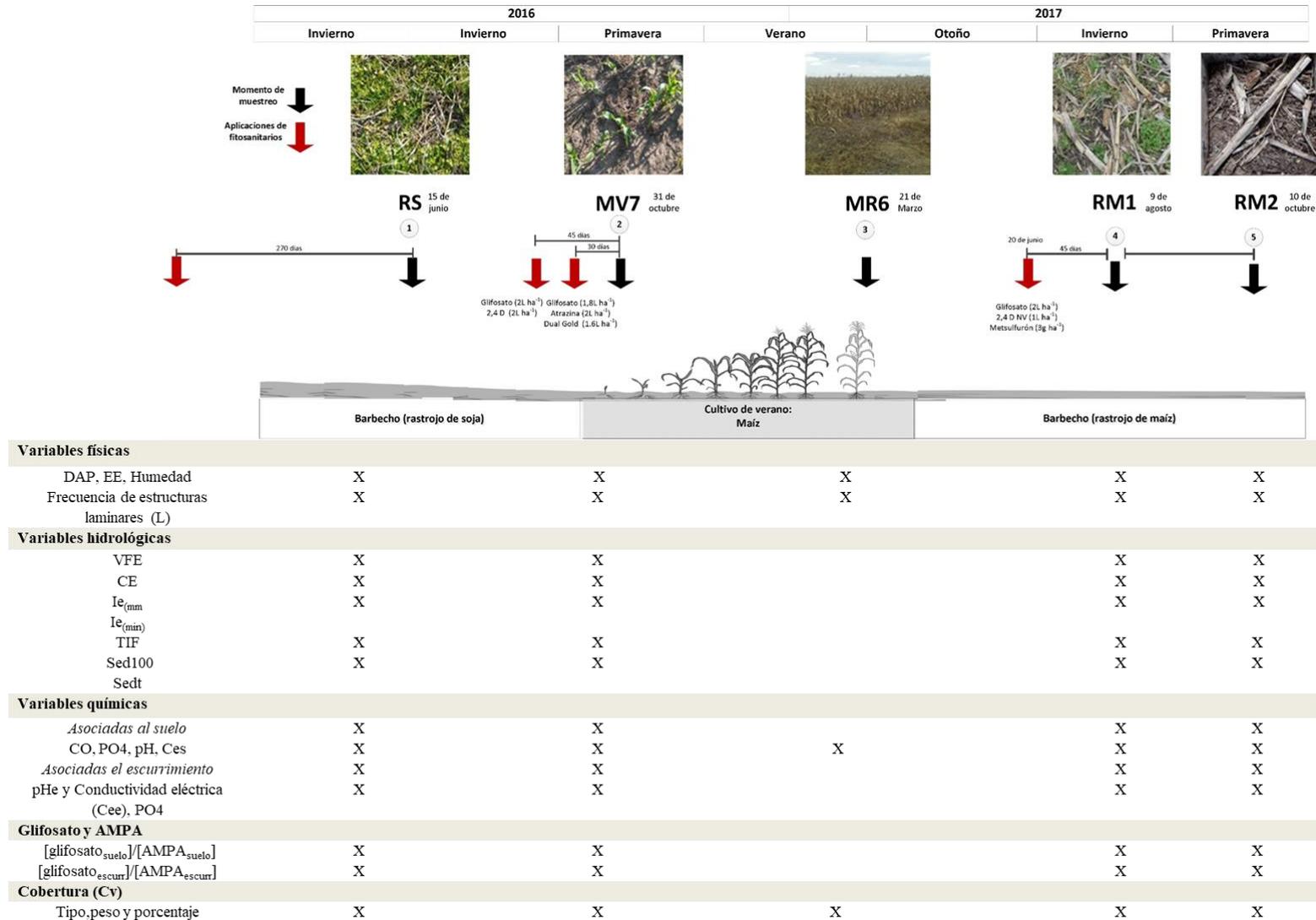


Figura 2.3. Esquema de trabajo en función de la cobertura presente en cada fecha de muestreo (indicado con flechas negras) y las variables hidrofísicas y químicas, determinadas tanto en suelo como en el escurrimiento. A su vez, se marcan las fechas de aplicación de fitosanitarios (indicados con flechas rojas).

Parámetros hidrológicos

Se realizaron simulaciones de lluvias mediante un simulador tipo formador de gotas, cuyos goteros emiten agua desde 1,5 m de altura incidiendo sobre un bastidor metálico cuadrado de 0,25 m de lado clavado en el suelo a una profundidad de 5 cm. Este bastidor o “parcela” cuenta con techo y fondo abiertos y una canaleta lateral que permite la infiltración de la lluvia simulada en el suelo y a la vez, recoger el escurrimiento superficial (Figura 2.4) (Irurtia y Mon, 1994; De la Vega *et al.*, 2004). Cada simulación de lluvia se realizó durante 60 minutos, con una intensidad promedio de 60 mm h^{-1} equivalente a la lluvia máxima esperable en 60 minutos con un período de retorno de 10 años. La energía aplicada fue equivalente a $15 \text{ kJ m}^{-2} \text{ m}^{-1}$.

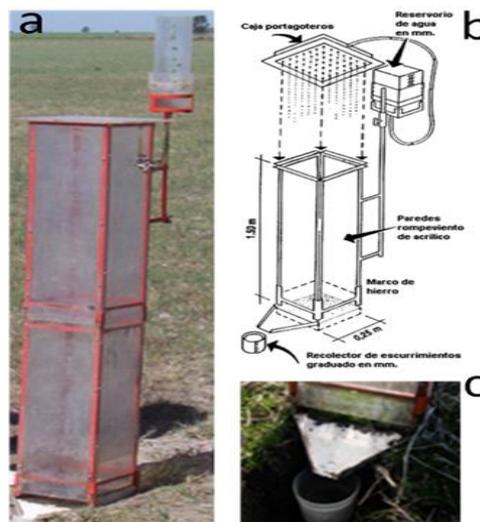


Figura 2.4. a) Simulador de lluvia; b) Esquema del equipo; c) Vista de la parcela y del recipiente recolector del escurrimiento.

Los ensayos se realizaron con un diseño apareado en cada subsitio experimental seleccionado, con y sin cobertura (*CC* y *SC*, respectivamente). En cada aplicación de lluvia se midieron las siguientes variables:

- Tiempo de inicio del escurrimiento en milímetros ($I_{e(mm)}$) y en minutos ($I_{e(mim)}$)
- Tasa de infiltración final (mm h^{-1}): TIF: se calculó como promedio de las últimas tres lecturas del ensayo de simulación
- Volumen final de escurrimiento (ml): VFE: es el volumen total recogido durante todo el ensayo de simulación de lluvia
- Volumen escurrido cada 5 minutos (ml): surge de la diferencia entre la lámina aplicada y el volumen escurrido en el mismo tiempo

- Coeficiente de escurrimiento (%): $CE = \frac{\text{Lámina escurrida}}{\text{Lámina aplicada}} * 100$
- Coeficiente de infiltración (%): $CI = \frac{(\text{Lámina aplicada} - \text{Lámina escurrida})}{\text{Lámina aplicada}} * 100$
- Sedimentos totales (g): $Sedt = Sed100 * VFE$
- Concentración de sedimentos (g 100 ml⁻¹): Sed100: cantidad de sedimentos secos (g) en una alícuota de 100 ml del VFE.

Parámetros físicos asociados al suelo

En cercanías a cada uno de los ensayos de simulación y en todas las fechas de muestreo, se evaluó por triplicado la cobertura vegetal (Cv) (peso (g) y estimación visual (%)) mediante el empleo de un marco de 0,25 m². El material vegetal fue extraído mediante cortes, secado en estufa a 50 °C hasta peso constante y después pesado. Este procedimiento también se llevó a cabo para la evaluación de la cobertura ubicada dentro de la parcela del simulador. Además, en la misma zona se realizó el muestreo para determinar densidad aparente (DAP) (t m⁻³) (Burke *et al.*, 1986), estabilidad estructural (EE) (mm) (Le Bissonnais, 1996); contenido de humedad antecedente (H) (%) y frecuencia de estructuras laminares. El muestreo de densidad aparente se llevó a cabo para las profundidades de 0-5, 5-10 y 10-20 cm. Asociado a esto, se determinó la profundidad del horizonte argílico a través del uso de barreno y cinta métrica.

La EE fue evaluada por la metodología propuesta por Le Bissonnais (1996). La misma proporciona una evaluación global de la estabilidad de agregados y además permite distinguir los distintos mecanismos de agregación de la estructura considerando su formación y su estabilidad en distintos tipos de suelo. Para ello, se extrajeron 4 monolitos superficiales sin disturbar (0-20 cm) por fecha de muestreo. Dichos monolitos fueron secados al aire y posteriormente desagregados manualmente por sus planos naturales de debilidad. Mediante tamizado en seco (a temperatura ambiente) se obtuvieron agregados de 3-5 mm, tal como lo indica la técnica para la realización de los tratamientos propuestos. Las muestras fueron secadas en estufa (50 °C) y se analizaron por triplicado cada uno de los tres tests utilizando entre 5 y 6 gramos por muestra. Dichos tests son: 1, humedecimiento rápido en agua destilada (DMP_{rap1}); 2, agitación en agua destilada de las muestras previamente sumergidas en etanol (DMP_{ag}) y c) humedecimiento lento por capilaridad (DMP_{cap}). Vale aclarar que también se realizó un

cuarto test, el cual evalúa el humedecimiento rápido a los 10 segundos, el cual es denominado como tratamiento 0 (DMP_{rap0}) (Kraemer *et al.*, 2012). Luego de cada tratamiento, las muestras fueron tamizadas en alcohol en un agitador de Feodorof y secadas a 50 °C por 48 horas. Mediante la utilización de una columna de tamices se obtiene la distribución de agregados en seco para los tamaños: >2000 μm , 2000-1000 μm , 1000-500 μm , 500-200 μm , 200-100 μm y 100-50 μm . La fracción <50 μm se calculó mediante la diferencia entre los tamaños mencionados y el peso inicial de agregados. Luego se calculó el diámetro medio ponderado (DMP) según la siguiente ecuación (3) para todos los test evaluados. Más detalles pueden ser encontrados en Le Bissonnais (1996).

$$DMP = \frac{\sum [\text{diámetro medio entre 2 tamices (mm)} * [\text{porcentaje de partículas retenidas sobre el tamiz}]}{100} \quad (3)$$

Se obtuvo el DMP promedio (DMP_{prom}) y se lo clasificó conforme a la clasificación propuesta por Le Bissonnais (1996), siendo las clases de estabilidad estructural las siguientes: $DMP < 0,4$ = Muy inestable; $0,4-0,8$ = Inestable; $0,8-1,3$ = Media; $1,3-2,0$ = Estable y $>2,0$ = Muy estable.

La evaluación de las estructuras laminares (L) para las diferentes fechas de muestreo se realizó de manera visual y comparativa. Para ello se tomaron muestras similares a las de EE y se les realizó el mismo procedimiento, es decir se las dejó secar al aire y luego se procedió a la ruptura de los agregados por sus planos naturales. La evaluación de las estructuras laminares involucra dos aspectos, en principio determinar presencia/ausencia de las mismas en cada una de las muestras evaluadas y luego establecer, de manera comparativa tanto entre fechas como entre muestras de la misma fecha de muestreo, la cantidad y proporción de aparición de L, estableciendo de esa manera la frecuencia de aparición de estas estructuras. Asimismo, con el fin de otorgarle valores numéricos a este parámetro se estableció un ranking de frecuencia de aparición de L siendo 1: Aparición escasa o nula (menos del 10 %); 2: Aparición intermedia (10-50 %); 3: Aparición muy frecuente (mayor al 50 %). Es decir que el valor más bajo se le da a la condición estructural más favorable para la dinámica hídrica, dentro de las condiciones detectadas, dado que este tipo de estructuras podrían comprometer el proceso de infiltración (Sasal, 2012).

Parámetros químicos (asociados al escurrimiento y al suelo)

En el escurrimiento recogido de los ensayos de simulación de lluvia se determinó la concentración de fósforo reactivo soluble ($P-PO_4^-$) (P_{esc}) (Murphy y Riley, 1962), pH_e, conductividad eléctrica ($dS\ m^{-1}$) (C_{ee}), concentración de glifosato [$glifosato_{esc}$] y AMPA [$AMPA_{esc}$]; mientras que en suelo se determinó carbono orgánico (CO) (Walkley y Black, 1934), pH_s, C_{es} en pasta y en extracto, concentración de fósforo extractable (P_{suelo}) (Bray y Kurtz, 1945), concentración de glifosato [$glifosato_{suelo}$] y AMPA [$AMPA_{suelo}$]. Las determinaciones de concentración de glifosato y AMPA en ambos compartimentos ambientales se realizaron por HPLC (Nedelkoska y Low, 2004). Para ello se tomaron 15 ml en tubos tipo falcon, con tapa a rosca, del volumen total de cada ensayo de simulación de lluvia. La conservación y el transporte de las mismas se realizaron en frío. Esta metodología posee un límite detectable de 0,5 ppb de detección de concentración de glifosato y AMPA.

Análisis estadístico

La exploración del conjunto de datos recolectados se realizó mediante el uso R e InfoStat. Asimismo, se utilizaron métodos gráficos y numéricos para la exploración de las relaciones, tendencias y distribuciones de las variables medidas. En el primer caso se utilizaron matrices de dispersión, histogramas y matrices de correlación y en el segundo se calculó el coeficiente de Pearson (r), su significancia y los intervalos de confianza. Además, este procedimiento permitió identificar aquellas variables redundantes y excluirlas del análisis estadístico, el cual se realizó en función de la fecha de muestreo (F) y de la cobertura (C) (CC-SC). El tratamiento de cobertura sólo se tuvo en cuenta en la evaluación y análisis de las variables hidrológicas y químicas asociados al escurrimiento.

Dado la magnitud del set de datos, se construyeron subconjuntos de variables, lo que permitió una evaluación e interpretación de las relaciones y tendencias de las mismas de manera exhaustiva. A continuación, se detallan los subconjuntos (S) construidos:

S1: involucra variables asociadas a propiedades físicas del suelo [DAP; H, EE].

S2: incluyó las variables asociados a las simulaciones de lluvias [H; VFE; CE; $I_{e(min)}$; $I_{e(mm)}$; Sed100; Sedt; TIF; C_{ee} ; pH_e].

S3: incluyó aquellas variables involucradas a la dimensión química del escurrimiento asociadas a la dinámica de glifosato [(del escurrimiento: [glifosato_{esc}]; P_{esc}; Sed100), (del suelo: [glifosato_{suelo}]; [AMPA_{suelo}]; P_{suelo})].

Para las variables agrupadas en el S1, se realizó el análisis de varianza (ANVA) en función de la fecha y de la profundidad de muestreo según la naturaleza de la variable (respectivamente, F y P). La comparación de medias se realizó mediante en el test de LSD-Fisher (α : 0,05).

Respecto al S2, la construcción de modelos se realizó a partir del más al menos parsimonioso, mediante la incorporación secuencial de las variables explicativas. Esta metodología de trabajo permite hallar el modelo que mejor explique la variable respuesta. En todos los casos, se tuvo en cuenta el diseño de muestreo apareado-CC y SC-. La selección y comparación de los modelos construidos para cada variable respuesta se realizó en función del criterio de información Bayesiano (BIC) cuya expresión matemática se presenta en (4), es decir en la función de probabilidad logarítmica. Este criterio de verosimilitud "penaliza" a aquellos modelos sobre parametrizados. Tanto la elaboración como la selección de los modelos construidos se realizaron en el software R.

$$2*\log\text{-verosimilitud} + \log(\text{número de observaciones}) * n \text{ par} \quad (4)$$

Así, para este subconjunto, se generaron desde modelos lineales simples hasta modelos lineales mixtos. De forma general se postuló el siguiente modelo:

$$y = X\beta + Zu + e$$

Dónde: y es el vector de la variable respuesta que corresponde a una asociación lineal de los vectores β , u y e ; X y Z denotan las matrices de diseño de los efectos fijos y aleatorios. El modelo se sostiene en los supuestos de linealidad de los efectos, que los efectos aleatorios u y e tienen distribución aleatoria normal y la co-variancia entre ambos es nula.

En los siguientes ítems se especifican aquellos modelos estimables ajustados para las variables respuestas VFE, TIF, CE, Sed100, Cee y pHe, siendo las variables explicativas (VE) fecha (F), cobertura (C) y las repeticiones de los ensayos de las simulaciones de lluvia (Sim):

- Modelo 1 (M1): modelo lineal, VE: C.
- Modelo 2 (M2): modelo lineal, VE: F.

- Modelo 3 (M3): modelo lineal, VE: C, F y C*F (interacción).
- Modelo 4 (M4): modelo lineal mixto. Efectos fijos: C, F, F*C; efectos aleatorios: Sim.
- Modelo 5 (M5): modelo lineal mixto. Efectos fijos: C, F, F*C; efectos aleatorios: repeticiones de las simulaciones de lluvias anidadas dentro de cada fecha de muestreo.
- Modelo 6 (M6): modelo lineal mixto. Efectos fijos: C, F; efectos aleatorios: las repeticiones anidadas dentro de cada fecha (considerando a los residuales no independientes y con estructura autoregresiva de primer orden).

La construcción e inclusión de modelos mixtos en el análisis estadístico permitió la incorporación de los eventos de simulación como efecto aleatorio, lo cual si bien disminuye los grados de libertad permite el estudio más exhaustivo de como dichos efectos aportan explicación a las diferentes variables respuestas.

A su vez, para las variables VFE e $I_{e(mm)}$ se analizó la composición de la varianza para los factores evaluados mediante InfoStat.

El análisis estadístico para las variables incluidas dentro de S3 se realizó de manera diferencial conforme a la naturaleza de cada variable y al número de datos. Así, los datos de concentraciones de P en suelo y escurrimiento y de glifosato y AMPA en suelo se trabajaron mediante estadística descriptiva. Sin embargo, para la concentración de glifosato en el escurrimiento, además de la exploración de los datos mediante estadística descriptiva, dado el escaso número de veces que se detectó la molécula en dicho compartimento y el no cumplimiento del supuesto de normalidad de los datos, se modeló la probabilidad de ocurrencia de aparición de glifosato sin tener en cuenta la concentración. La variable respuesta asume únicamente dos valores correspondientes a presencia, 1, o ausencia, 0. En consecuencia esta probabilidad se modeló mediante el modelo lineal generalizado conocido como regresión logit en R (Zuur *et al.*, 2009). En los siguientes ítems se especifican los modelos estimables ajustados:

- Modelo 1 (M1): efectos fijos: C.
- Modelo 2 (M2): efectos fijos: C y F.
- Modelo 3 (M3): efectos fijos: C, F y F*C.
- Modelo 4 (M4): efectos fijos: C, F y F*C; efecto aleatorio las repeticiones anidadas dentro de cada fecha.

2.2 RESULTADOS

2.2.1 A escala de microcuenca: monitoreo de escurrimiento superficial

Caracterización de las precipitaciones mensuales

De acuerdo con la clasificación de Köpen, el clima del área es templado húmedo. Las lluvias se concentran en primavera, verano y otoño (Figura 2.5). En general, los valores del periodo analizado estuvieron por encima de los valores históricos promedios mensuales (1931-2019). En dicha figura se advierte que el verano del periodo 2016/2017 fue extremadamente húmedo, con lluvias mensuales que resultaron 100 % superiores al promedio para el caso de diciembre de 2016. Similar tendencia se verificó para el otoño y fin del invierno de 2017.

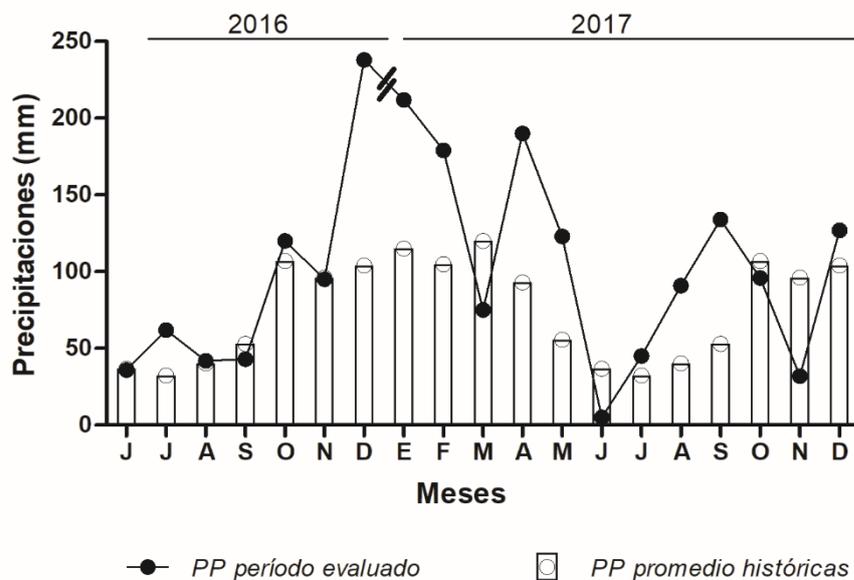


Figura 2.5. Promedio histórico (1931-2019) mensual de precipitaciones en la estación INTA Pergamino vs precipitaciones registradas en la Fundación Stegman para el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017).

Frecuencias de intensidades de lluvias diarias y curva q/h

Los eventos agrupados conforme a su intensidad diaria (mm d^{-1}), cantidad y volumen total se muestran en la [Tabla 2.1](#). Los intervalos de intensidad se escogieron en función de la frecuencia de ocurrencia de los eventos. Se contabilizaron 72 eventos de precipitaciones con un volumen total de 1931 mm. Se destaca que el 68 % del total de las

lluvias registradas, resultó mayor a 13 mm d^{-1} , siendo este límite el establecido por Wischmeier y Smith (1978) para contabilizar las lluvias “erosivas”.

Tabla 2.1. Intervalos de *intensidad diaria* (mm d^{-1}), *número de lluvias* y *volumen total* (mm) correspondiente a dichos intervalos para el periodo evaluado (junio de 2016 a diciembre de 2017).

Intervalos de Intensidad (mm d^{-1})	Número de lluvias	Volumen total (mm)
Menores a 13	23	178
13-30	27	556
30-60	18	723
60-90	2	154
Más de 90	2	320
Total	72	1931

Para poder mensurar la incidencia de las lluvias sobre la respuesta hidrológica de la microcuenca en dicho periodo, se confeccionó la curva q/h en el sitio de la vaguada principal donde se colocó el limnógrafo. Los valores de q y h , se relacionaron mediante una función polinómica de segundo grado ($y = 0,01x^2 - 0,029x + 0,209$) con un ajuste del 97 % (Figura 2.6).

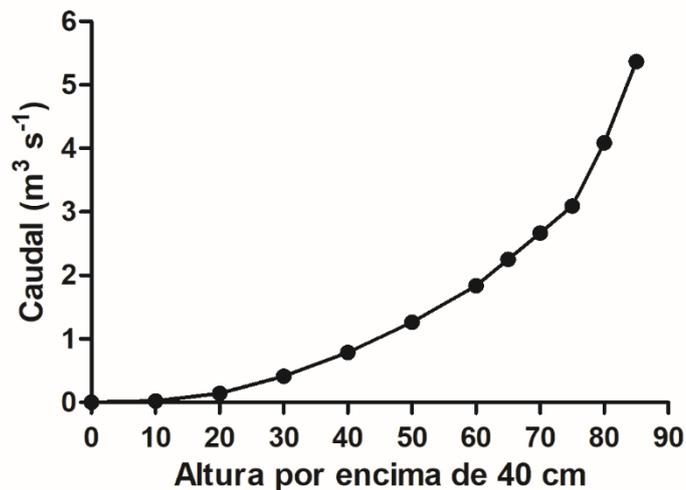


Figura 2.6. Curva de caudal y altura de agua por encima del sensor (40 cm) del limnógrafo.

A partir de la información de las lluvias y los caudales generados se pudieron establecer las relaciones que a continuación se detallan.

Relaciones entre las lluvias y los escurrimientos registrados en la microcuenca

En el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017) se contabilizaron 72 eventos de lluvia. De acuerdo con los registros limnigráficos, que comenzaron el 27 de octubre de 2016 y abarcaron todo el 2017, tan sólo 5 eventos de lluvia provocaron escurrimientos de magnitud mensurable a la salida de la microcuenca. Otros 4 eventos provocaron encharcamiento en la vaguada principal, pero sin que se registrara salida neta de agua de la cuenca (Tabla 2.2). Se puede agregar una lluvia de 40 mm ocurrida el 25 de octubre de 2016, con antecedente de suelo muy húmedo (68 mm de lluvia previa) que no pudo ser registrada por el limnógrafo pues aún no estaba instalado pero que dejó rastros de escurrimiento en la vaguada. Estos 10 eventos de exceso de agua representan el 14 % del número de eventos de lluvias y se concentraron desde el 25 de octubre de 2016 al 21 de mayo de 2017. Al comparar estas cifras con las registradas durante 10 años en una microcuenca similar, pero con suelo Argiudol vértico (Chagas *et al.*, 2008), se advierte que la proporción de eventos que generaron exceso de agua fue equivalente ya que, en aquella microcuenca, el 11 % de las 583 lluvias provocó algún grado de escurrimiento.

Asimismo, del total de los milímetros caídos entre junio de 2016 a diciembre de 2017 (1931 mm), escurrieron al menos 504 mm (registrados mediante limnógrafo), lo que representa un 26 %. Este elevado valor puede ser considerado el coeficiente de escurrimiento general de la microcuenca para un periodo de lluvias intensas. Este dato resulta útil a la hora de ajustar balances hidrológicos de la zona de estudio. Los pares ordenados de precipitación diaria/escurrimiento, correspondiente a los 72 eventos de lluvia registrados, permiten ajustar adecuadamente una relación lineal ($y = 0,353x - 6,98$) con un $R^2=0,74$ (Figura 2.7). La relación hallada, si bien explica el 74 % de la variabilidad analizada, no permite predecir adecuadamente un probable valor de escurrimiento diario para lluvias de alta intensidad diaria. Al graficar sólo los eventos que produjeron escurrimientos (Figura 2.8), la ecuación que se obtiene ($y = 0,515x - 16,35$) arroja un mejor ajuste ($R^2=0,97$).

Tabla 2.2. Eventos de lluvias que produjeron *escurrimientos mensurables* (mm) y *encharcamiento* para el periodo entre el 27/10/2016 y 30/05/2017 que fueron registrados mediante limnógrafo.

Fecha del evento	Volumen de lluvia (mm)	Escurrimiento (mm)
25/12/2016	165	72,20
1/1/2017	47	2,77
16/1/2017	155	57,11
14/2/2017	45	encharcamiento
9/3/2017	48	encharcamiento
8/4/2017	30	encharcamiento
10/04/2017	86	35,10
12/5/2017	51	8,08
21/5/2017	42	encharcamiento

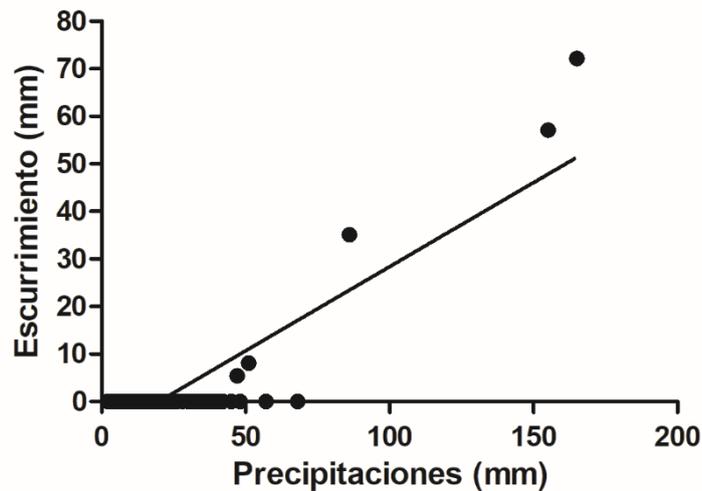


Figura 2.7. Relación entre los eventos totales de precipitaciones y los escurrimientos en el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017).

A pesar de la escasa cantidad de datos, el elevado R^2 de la relación obtenida, refleja claramente el comportamiento de la microcuenca ante lluvias de elevada intensidad diaria. Al observar su pendiente (0,515) se deduce que, para aquellas lluvias que provocan escurrimiento una vez superado un cierto umbral de lluvia diaria (abscisa al origen), por cada milímetro adicional de precipitación diaria, la mitad se transforma en escurrimiento superficial, evidenciando una elevada respuesta hidrológica ante ese tipo de eventos. Al despejar la abscisa al origen se advierte que la microcuenca estudiada genera escurrimientos a partir de lluvias de 32 mm d^{-1} . Sin embargo, algunas lluvias de

gran magnitud (por ejemplo 70 mm d^{-1}) no generaron escurrimientos ([Figura 2.7](#)), esto depende del estado hídrico y de la cobertura vegetal de la microcuenca en el momento previo a las mismas.

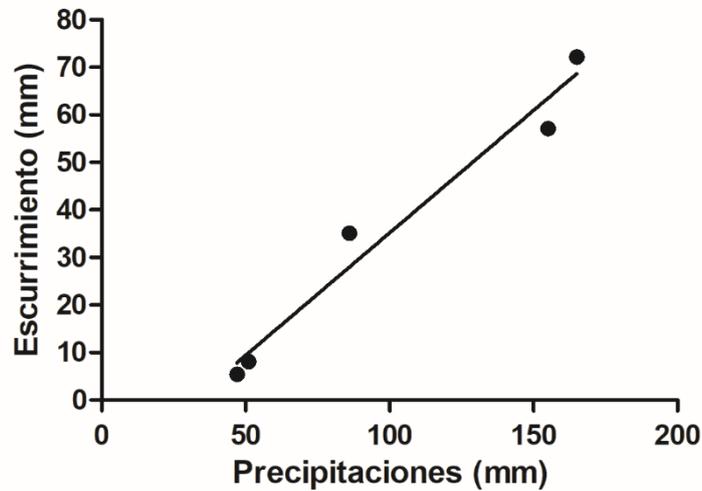


Figura 2.8. Relación entre los eventos de precipitaciones y los escurrimientos mensurables generados en el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017).

Al analizar el CE de cada uno de los eventos en la figura anterior se advierte que el mismo no superó el 45 %. Para lluvias de escasos milímetros diarios, el CE osciló entre 10 y 20 %, mientras que, para lluvias mayores, el mismo varió entre 30 y 45 %. La relación entre ambas variables es lineal ($y = 0,220x + 7,48$) con un ajuste del 67 %. Es evidente que los coeficientes de escurrimiento de la [Figura 2.9](#) reflejan como umbral 32 mm d^{-1} de lluvia diaria a partir de los cuales se generan escurrimientos, tal como se observa en la [Figura 2.8](#).

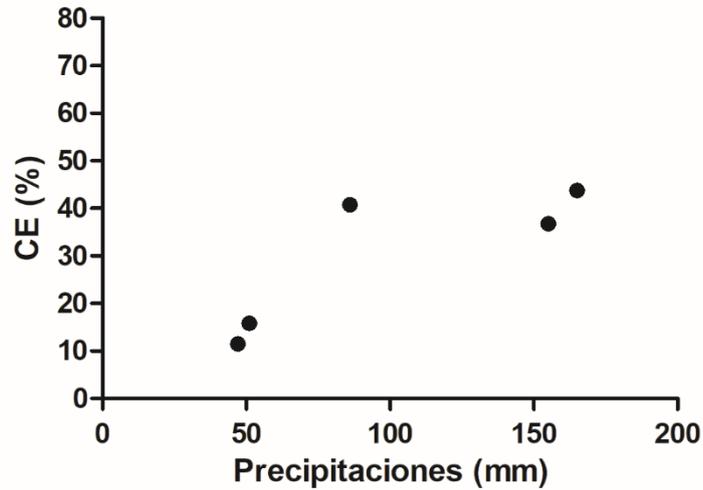


Figura 2.9. Coeficientes de escurrimiento (CE) (%) para los eventos evaluados en el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017).

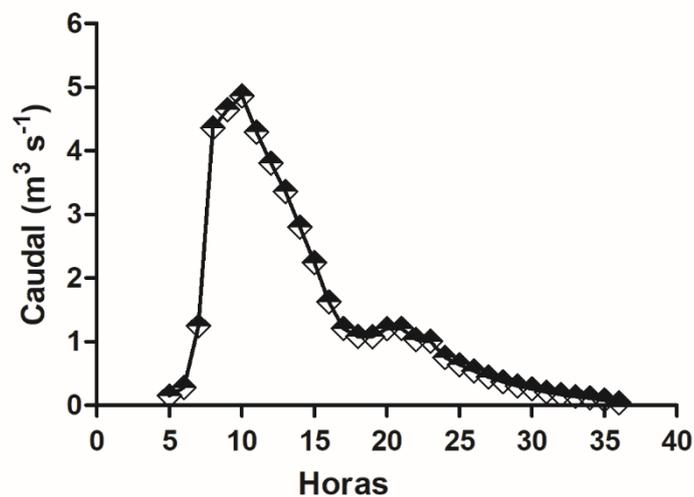


Figura 2.10. Hidrograma del evento del 25 de diciembre de 2016.

En la [Figura 2.10](#) se observa a modo de ejemplo, el mayor de los cinco hidrogramas obtenidos para el periodo analizado. Se advierte una rápida respuesta de la microcuenca (rama ascendente del hidrograma), lo que evidenciaría un corto tiempo de concentración de la microcuenca. Este tipo de respuesta rápida resulta similar a la observada en otras microcuencas de la Pampa Ondulada (Chagas *et al.*, 2011). La duración total del presente hidrograma se estima en 30 horas. Al graficar los caudales pico registrados durante el periodo analizado, se obtiene la siguiente función: $y = 0,027x - 0,45$ y con un ajuste de $R^2 = 0,78$ ([Figura 2.11](#)). Dicha función resulta útil para el diseño de prácticas de control de escurrimientos concentrados en microcuencas similares a la estudiada.

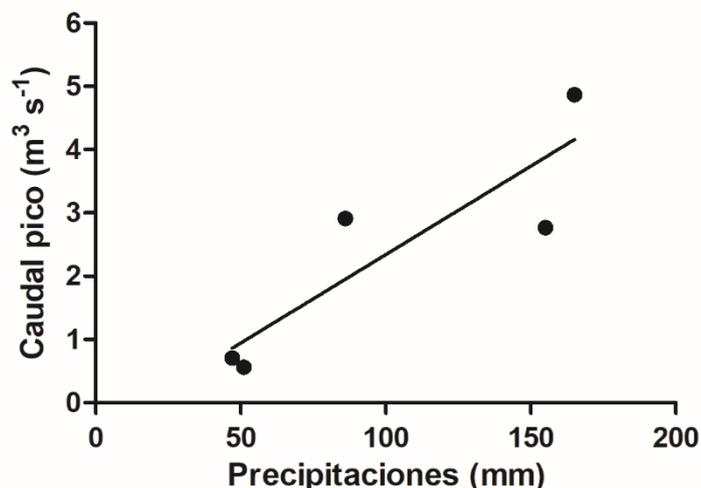


Figura 2.11. Relación entre las precipitaciones que provocaron escurrimientos y el caudal pico para el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017).

Número de curva y respuesta hidrológica

La respuesta hidrológica de la microcuenca sigue un patrón “estándar” conforme al criterio de Hawkins (1993). Es decir que la cuenca aporta de manera integral y armónica a la generación de escurrimiento. Dicho comportamiento se evidencia en que los Números de curva (CN) observados disminuyen a medida que las precipitaciones crecen. Se advierte que aquellas precipitaciones mayores a 100 mm d^{-1} se corresponden con valores de CN de 60 a 70 (Figura 2.12). Este comportamiento es compatible con las características físicas de la Serie Arroyo Dulce, dentro de las que se destaca el Bt profundo y no excesivamente arcilloso. A modo de comparación, resultados equivalentes en una microcuenca agrícola de San Pedro (Bs As), mostraron tendencias hacia valores de $\text{CN}=82$. Los suelos de esa microcuenca corresponden a fases erosionadas de la Serie Ramallo la cual posee un horizonte argílico con más de 55 % de arcillas expandentes. La importancia de haber obtenido un valor calibrado con información de campo de la variable CN, es destacable ya que dicho valor se utiliza en la mayoría de los modelos hidrológicos vigentes en la actualidad. Un aspecto importante a la hora de utilizar este método para estimar escurrimientos a través del Número de Curva, tiene que ver con establecer claramente las condiciones antecedentes de humedad de la cuenca previas a la lluvia considerada. En tal sentido, el procedimiento indica que se deben considerar las lluvias caídas los 5 días previos a los eventos que se desean analizar. Se observó que, de los 9 eventos de exceso de agua ocurridos durante el periodo estudiado, 5 se dieron en época de activo crecimiento de la vegetación y 4 en época de baja evapotranspiración. El

método original establece los límites en las láminas de agua caídas en uno y otro periodo para establecer condiciones AMC I (seco), AMC II (intermedio, asociable a la condición de humedad edáfica más frecuente) y AMC III (contenidos superiores a capacidad de campo). Al categorizar los eventos registrados según el criterio anterior, se pudo observar que la situación más frecuente fue de AMC I (6 casos), habiendo tan solo 1 caso de AMC II y uno de AMC III, aun para un período extremadamente húmedo como el que correspondió a 25 de diciembre de 2016 al 19 de mayo de 2017. Esto coincide con lo observado por otros investigadores en la región, que advierten que la condición más frecuente es la AMC I y que no deberían cometerse errores al considerar otras condiciones hídricas como antecedentes de las lluvias que provocan escurrimiento en esta región (Chagas *et al.*, 2008).

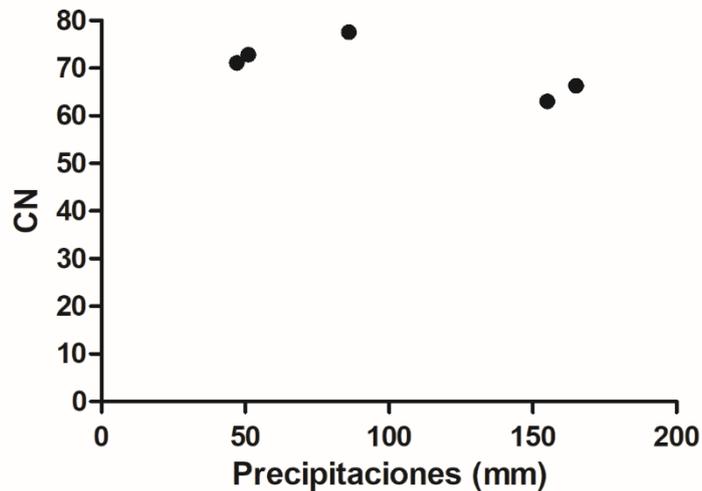


Figura 2.12. Valores de Número de curva (CN) para la microcuenca empleando el método de Hawkins (1993) para el periodo analizado (junio de 2016 a diciembre de 2017).

2.2.2 A escala de lote/parche

Para cumplir con el Objetivo específico III, se analizaron distintos lotes con el fin de seleccionar uno que resultara representativo de la microcuenca estudiada, en función de sus características fisiográficas, de uso de la tierra y accesibilidad. El lote seleccionado pertenece a la Fundación Stegman y cumple con las condiciones antes mencionadas. Las pendientes máximas medias relevadas en el lote no superan en general el 2 % de gradiente, condición que se verifica en la microcuenca estudiada. Las calicatas y pozos de observación realizados permitieron corroborar la presencia de pedones compatibles con el rango de variación descrito por INTA para la Serie Arroyo Dulce (1974), siendo este el suelo dominante en la microcuenca. Los cultivos predominantes en el lote incluyen soja y maíz, aunque eventualmente se realiza trigo como cultivo de invierno. Esto se repite en el resto de la microcuenca. Se pudo apreciar la presencia de estructuras laminares subsuperficiales en dicho lote reflejando una alteración estructural similar a la condición verificada en otras unidades productivas de la región. Por lo anterior, el lote seleccionado se consideró como el indicado para llevar a cabo los experimentos a escala detallada. En consecuencia, en el mismo se realizaron trabajos de campo y muestreos para ensayos de laboratorio que permitieron cumplir con los Objetivos II y III.

Para el periodo evaluado para el suelo bajo estudio, los valores de CO oxidable oscilaron entre 0,94 y 2,40 % y los de fósforo extractable arrojaron un promedio de 10 ppm. El pH fue de 4,94 y la Ces en pasta de 0,77 dS m⁻¹ mientras que los valores de la Ces en extracto de 1,23 dS m⁻¹.

El análisis estadístico de las variables escogidas para la interpretación de la variabilidad espacio-temporal de las propiedades hidrofísicas y de aquellas asociadas a la dinámica del glifosato a nivel de lote/parche se muestra en las Tablas 2.3.

Tabla 2.3. Análisis de la varianza para los subgrupos de *variables físicas* (S1), *hidrológicas* (S2) y de la *presencia/ausencia de glifosato* (S3) conforme a la fecha de muestreo (F), profundidad (P) y cobertura(C), según corresponda para los modelos seleccionados. Se detalla el valor estadístico *F* y *P*. Los asteriscos representan: *** $P \leq 0,001$; ** $P \leq 0,01$; * $P \leq 0,05$; ns: no significativo.

S1: Propiedades físicas del suelo (DAP: densidad aparente; H: humedad; EE: estabilidad estructural)

	N	Fecha (F)		Profundidad (P)		F*P	
		F	P-valor	F	P-valor	F	P-valor
<i>DAP</i>	93	45,48	***	169,07	***	15,32	***
<i>H</i>	93	0,50	ns	4,33	*	0,36	ns
<i>EE</i>							
<i>DMP_{rap0}</i>	17	4,00	*	-	-	-	-
<i>DMP_{rap1}</i>	17	0,83	ns	-	-	-	-
<i>DMP_{ag}</i>	17	6,71	**	-	-	-	-
<i>DMP_{cap}</i>	17	14,02	***	-	-	-	-
<i>DMP_{prom}</i>	17	0,83	ns	-	-	-	-

S2: Parámetros asociados a las simulaciones de lluvia (VFE: Volumen final de escurrimiento; CE: coeficiente de escurrimiento; TIF: Tasa final de infiltración; Sed100: Concentración de sedimentos; pHe: pH en el escurrimiento; Cee: conductividad eléctrica del escurrimiento)

	N	Fecha (F)		Cobertura (C)		F*C	
		F	P-valor	F	P-valor	F	P-valor
<i>VFE</i>	21	1,64	ns	1,49	ns	0,01	ns
<i>CE</i>	21	1,96	ns	2,04	ns	0,95	ns
<i>TIF</i>	21	2,02	ns	2,63	ns	0,67	ns
<i>Sed100</i>	21	0,06	ns	9,48	*	0,04	ns
<i>pHe</i>	21	0,17	ns	0,67	ns	0,00	ns
<i>Cee</i>	21	0,02	ns	1,17	ns	2,22	ns

S3: Dimensión química del escurrimiento asociada a la dinámica de glifosato

	N	Fecha (F)		Cobertura (C)		F*C	
		Chi ²	P-valor	Chi ²	P-valor	F	P-valor
<i>Presencia de glifosato en el escurrimiento</i>	8	22,44	***	0,97	ns	-	-

A continuación, se detallan los resultados y las correlaciones entre variables de los subconjuntos nombrados anteriormente:

S1: Propiedades físicas del suelo

Las variables seleccionadas para este subgrupo fueron: densidad aparente, humedad y estabilidad estructural. Los valores registrados de densidad aparente (DAP) alcanzaron

valores entre $0,8 \text{ t m}^{-3}$ en los primeros 5 cm hasta $1,5 \text{ t m}^{-3}$ a los 20 cm. Los valores de estabilidad estructural (EE) promedio oscilaron entre 1,12 y 2,20 mm. La humedad gravimétrica (H) superficial se mantuvo en valores cercanos o superiores a cc (30 %) en todos los muestreos de suelos realizados.

La DAP arrojó diferencias significativas para la interacción F^*P ($P \leq 0,0001$) (Tabla 2.3). En general, esta variable aumentó conforme a la profundidad 0-5 < 5-10 < 10-20 cm presentado los siguientes valores promedios $1,08 < 1,25 < 1,39 \text{ t m}^{-3}$, respectivamente. En RMI, para la profundidad de 0-5 y 5-10 cm se detectó un incremento de DAP respecto al resto de las fechas, mientras que para la profundidad de 10-20 cm no se detectó dicho incremento. A su vez, la DAP para este último estrato, en todas las fechas de muestreo, se mantuvo entre $1,3$ y $1,4 \text{ t m}^{-3}$ (Figura 2.13).

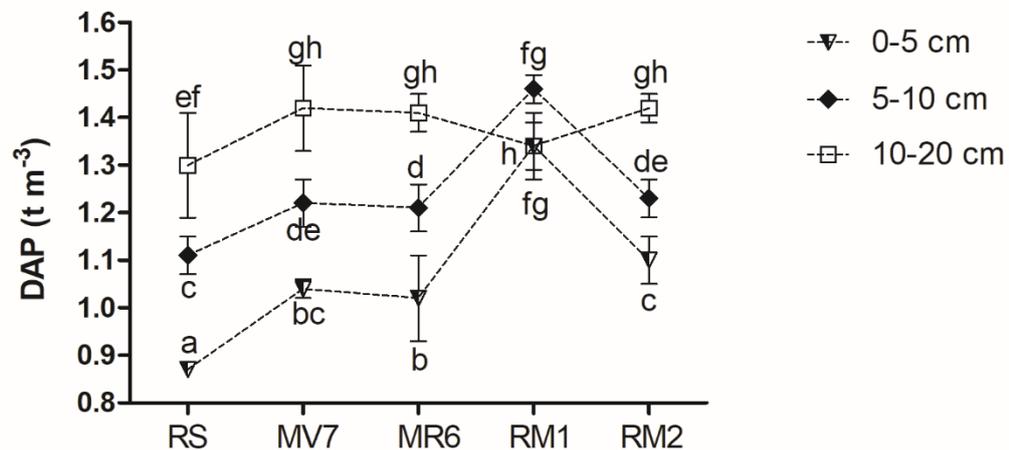


Figura 2.13. Densidad aparente (DAP) (t m^{-3}) para 0-5; 5-10 y 10-20 cm de profundidad (P) en función de las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); MR6: Maíz en R6 (21/03/2017), RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para la interacción entre las fechas de muestreo y profundidad ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

La humedad gravimétrica (H) mostró diferencias significativas para las profundidades de muestreo ($P \leq 0,05$) (Tabla 2.3). En este sentido, el estrato de 0-5 cm presentó el mayor contenido hídrico, mientras que el estrato de 5-10 cm presentó los menores valores de humedad gravimétrica en todas las fechas de muestreo, siendo 30, 19 y 25 %, respectivamente. El estrato de 10-20 cm tuvo un contenido de humedad intermedio al de las menores profundidades (28 %) (Figura 2.14).

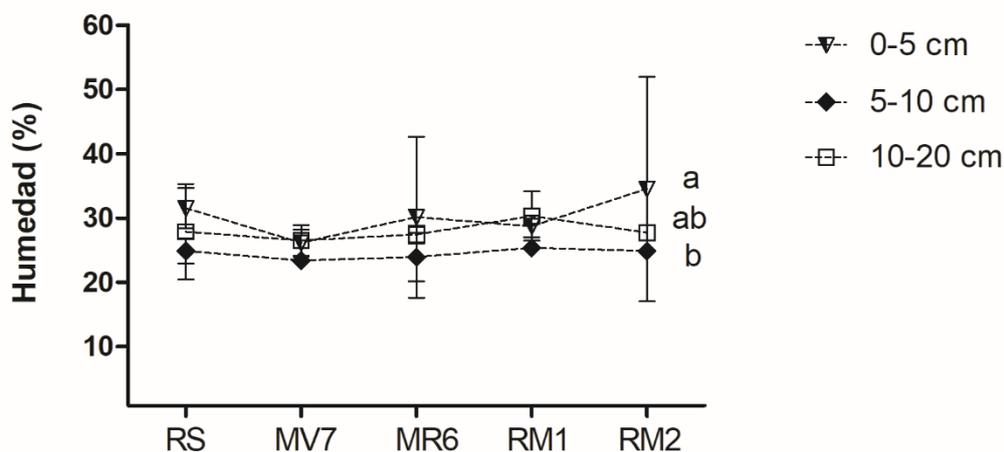


Figura 2.14. Contenido de humedad (H) (%) para 0-5; 5-10 y 10-20 cm de profundidad (P) en función de las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); MR6: Maíz en R6 (21/03/2017), RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para las profundidades de muestreo evaluadas ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

Respecto a la estabilidad estructural (EE), los test para la evaluación de la misma que arrojaron diferencias significativas en función de la fecha de muestreo fueron DMP_{rap0} ($P \leq 0,05$), DMP_{ag} ($P \leq 0,01$) y DMP_{cap} ($P \leq 0,001$), mientras que para los pre-tratamientos DMP_{rap1} y DMP_{prom} no se detectaron diferencias (Tabla 2.3). El DMP_{rap0} , en general, fue menor que el DMP_{prom} (1,57 vs 1,76 mm). Sin embargo, para la fecha *RM6* el DMP_{rap0} fue superior (2,04 vs 1,67 mm) (Figura 2.15a). El test de humedecimiento rápido (DMP_{rap1}) fue en todas las fechas inferior al DMP_{prom} (0,82 vs 1,76 mm) (Figura 2.15b), mientras que el DMP_{ag} se comportó de manera totalmente opuesta al DMP_{rap1} respecto al DMP_{prom} , ya que fue superior en todos los casos (2,51 vs 1,76 mm) y uno de los test que mayor EE registró para este suelo (Figura 2.15c). El DMP_{cap} respecto al DMP_{prom} , fue menor para las fechas *MV7* y *MR6* (1,76 vs 0,98 y 1,46 mm, respectivamente) y superior para las fechas restantes (Figura 2.15d).

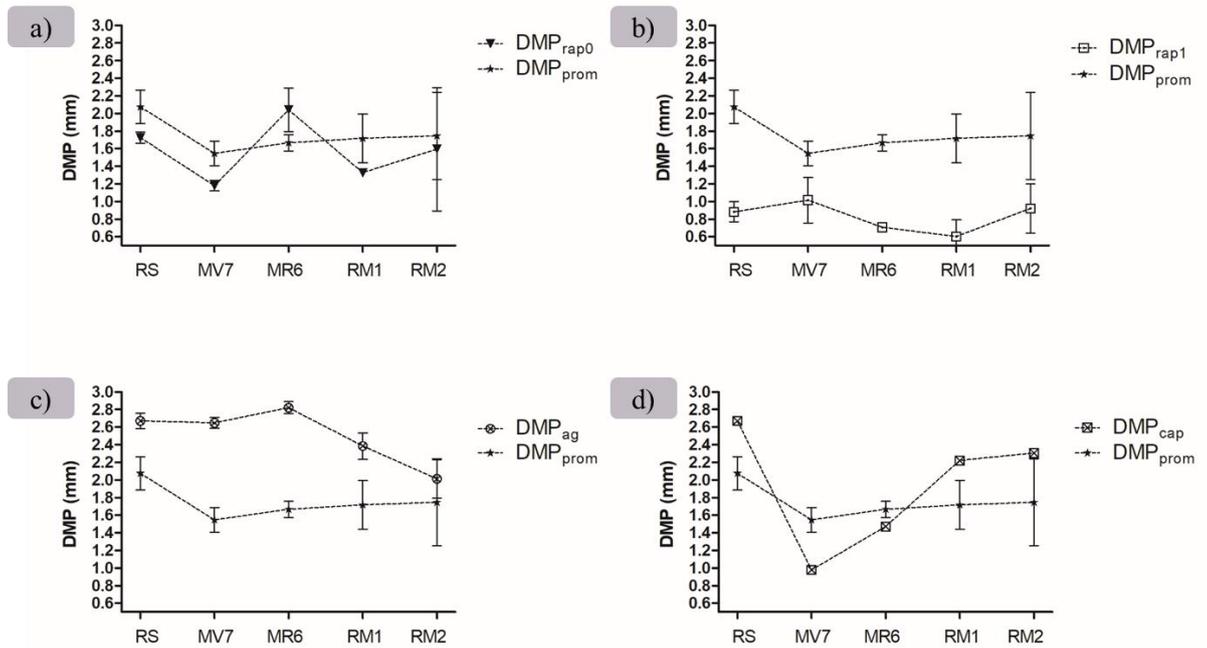


Figura 2.15. Comparación entre el DMP_{prom} con **a)** DMP_{rap0} : humedecimiento muy rápido en 10 segundos; **b)** DMP_{rap1} : humedecimiento rápido en 10 minutos; **c)** DMP_{ag} : disgregación mecánica; **d)** DMP_{cap} : humedecimiento por capilaridad para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); MR6: Maíz en R6 (21/03/2017), RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras indican los desvíos estándar.

En general, el comportamiento del DMP_{rap0} fue superior al registrado para el DMP_{rap1} , siendo este el que más inestabilidad aportó a la EE del suelo. Sin embargo, los test no asociados al humedecimiento rápido (DMP_{ag} y DMP_{cap}) de los agregados fueron lo que arrojaron los valores más altos a la EE del suelo bajo estudio para el periodo evaluado. El DMP_{rap0} se diferenció en las fechas *MV7* y *MR6*, presentando el mayor valor cuando el maíz estaba en estado reproductivo (1,18 y 2,04 mm, respectivamente). Sin embargo, la EE asociada al pretratamiento 1 (DMP_{rap1}) presentó valores promedio para todas las fechas de $0,82 \pm 0,32$ mm. El DMP_{ag} , si bien fue el más estable a lo largo del periodo evaluado, mostró diferencias significativas únicamente en las fechas *MR6* y *RM2*, siendo respectivamente los valores de DMP de 2,82 y 2,01 mm. El pretratamiento 3 (DMP_{cap}) fue estadísticamente similar entre las fechas *RS* (2,67), *RM1* (2,33) y *RM2* (2,31) y diferente para las fechas *MV7* (0,98) y *MR6* (1,47), que se comportaron iguales entre sí. Conforme a la clasificación de Le Bissonnais (1996), la EE de este suelo es clasificada entre estable y muy estable (Figura 2.16).

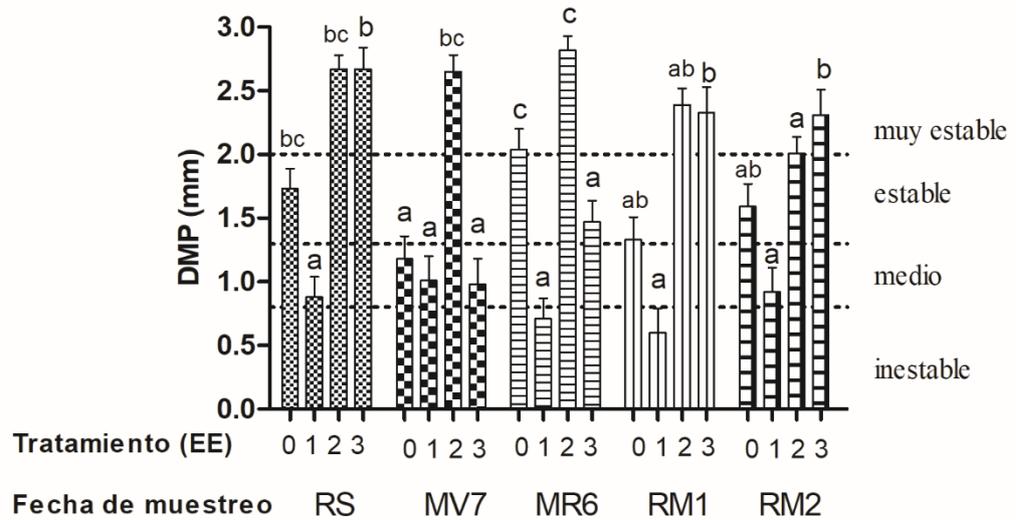


Figura 2.16. Estabilidad estructural (EE) (DMPmm) superficial de los diferentes pretratamientos propuestos por Le Bissonnais (1996) (siendo 1: DMP_{rap1} : humedecimiento rápido en 10 minutos; 2: DMP_{ag} : disgregación mecánica; 3: DMP_{cap} : humedecimiento por capilaridad) y por Kraemer *et al.* (2012) (0: DMP_{rap0} : humedecimiento muy rápido en 10 segundos) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); MR6: Maíz en R6 (21/03/2017), RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de error estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas de los pretratamientos de EE entre las fechas de muestreo evaluadas ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

S2: Parámetros asociados a las simulaciones de lluvia

Las variables seleccionadas para este subgrupo conforme a la selección y descarte de variables redundantes son: volumen final y coeficiente de escurrimiento, tasa final de infiltración, inicio del escurrimiento expresado en milímetros, concentración de sedimentos, cobertura vegetal, humedad, pH y conductividad eléctrica del escurrimiento. Considerando todas las fechas de simulación y el estado de cobertura -CC y SC- las distintas variables hidrológicas mostraron las siguientes medias y rangos de variación. El volumen final de escurrimiento (VFE) recogido en los ensayos de simulación de lluvia varió entre 1280 y 3340 ml. El coeficiente de escurrimiento (CE) promedio fue de 60 %, el cual osciló entre 36 y 74 %. Los valores de inicio del escurrimiento ($I_{e(mm)}$) variaron entre 0,83 y 27 mm mientras que la tasa de infiltración final (TIF) lo hizo entre 2,08 y 16,8 $mm\ h^{-1}$. En un solo caso la misma llegó a 26,40 $mm\ h^{-1}$. Respecto a la concentración de sedimentos (Sed100), los valores oscilaron entre 0,027 y 0,379 $g\ 100\ ml^{-1}$. Respecto a las Cee y pHe, los valores oscilaron entre 0,43 y 0,88 $dS\ m^{-1}$ para el primero y entre 4,91 y 6,03 para el segundo.

Los valores de cobertura vegetal (C_v) fueron en promedio de $6,76 \pm 2,27 \text{ t ha}^{-1}$ en las parcelas de los ensayos de simulación de lluvia y de $5,55 \pm 0,96 \text{ t ha}^{-1}$ en la zona aledaña a los sitios de simulación. La estimación visual de suelo cubierto osciló entre 20 y 60 %. Previo a cada simulación se obtuvo el valor de humedad gravimétrica (H), la cual estuvo en todos los casos, cercana a capacidad de campo (cc), dichos valores oscilaron entre 23 y 35 % al momento de la realización de la simulación de lluvia. También se determinó la profundidad del horizonte argílico, siendo el valor promedio de 36 cm.

El modelo seleccionado para explicar las variables hidrológicas fue el M5, ya que presentó el menor BIC para la mayoría de las variables; el mismo cumplió satisfactoriamente los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza para todas las variables modeladas. El modelo escogido no detecta diferencias significativas para las variables VFE, CE, TIF, pHe y Cee para las diferentes *fechas* ni para las simulaciones sobre parcelas *CC* y *SC*; pero sí detectó diferencias para la concentración de sedimentos para el factor cobertura (*CC-SC*) (Tabla 2.3).

Si bien las variables hidrológicas no presentaron diferencias entre factores, se presenta a continuación las tendencias de dichas variables para ilustrar su comportamiento general en el transcurso del ensayo para las parcelas con y sin cobertura.

Las simulaciones de lluvia sobre parcelas *SC* tendieron a generar mayores volúmenes de escurrimiento que aquellos sobre parcelas *CC* (Figura 2.17). Sin embargo, en *RMI*, los escurrimientos entre *CC* y *SC* fueron prácticamente iguales.

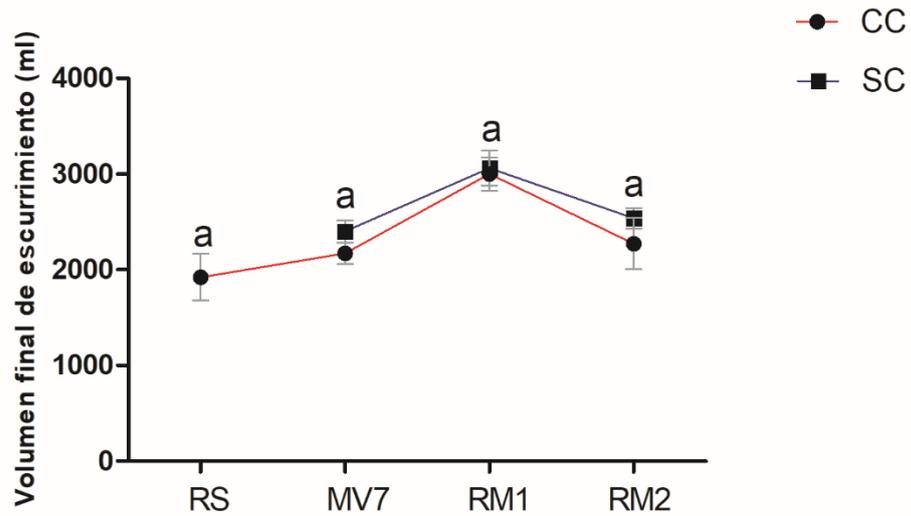


Figura 2.17. Volumen final de escurrimiento (VFE) (ml) en ensayos de simulación de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para los factores fecha y cobertura ($P \leq 0,05$; LSD–Fisher).

El CE, en todos los casos, tendió a ser superior en las parcelas SC (66 %) respecto a las parcelas CC (59 %) (Figura 2.18). A su vez, las simulaciones de lluvia realizadas sobre parcelas CC mostraron un retraso en el $Ie_{(mm)}$ respecto a las simulaciones SC. Sin embargo, en la fecha RM1, aquellas parcelas SC comenzaron a escurrir después que aquellas CC (Figura 2.19).

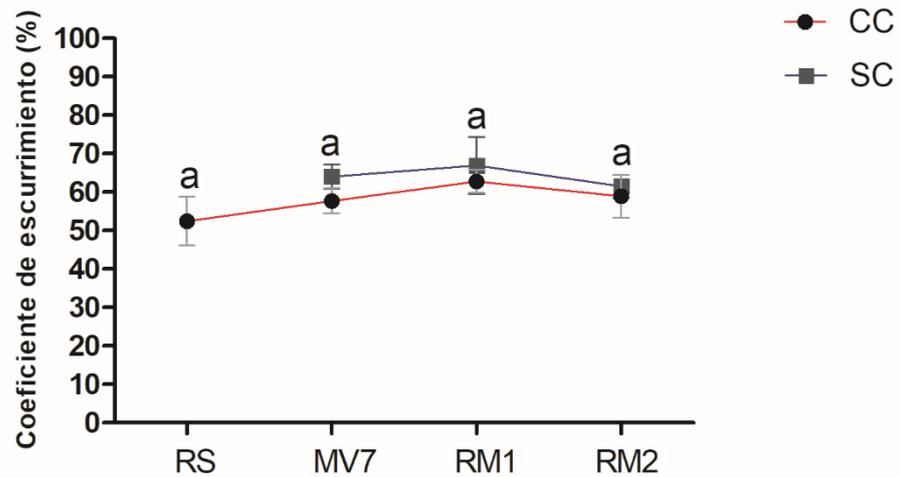


Figura 2.18. Coeficiente de escurrimiento (CE) (%) en ensayos de simulación de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para los factores fecha y cobertura ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

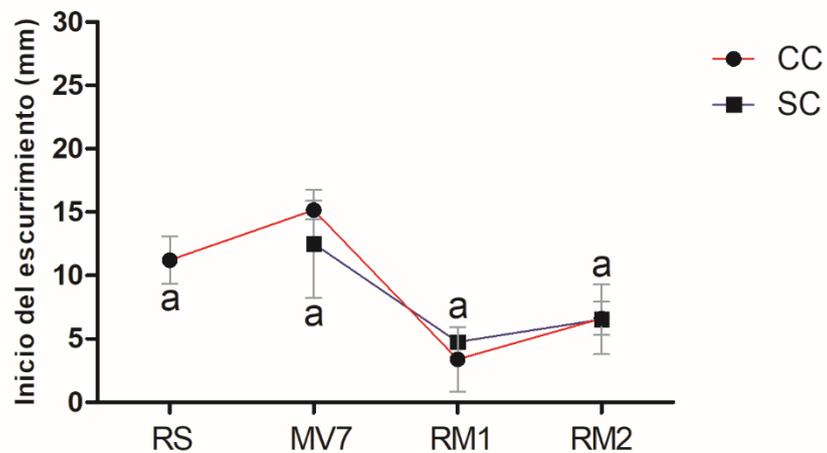


Figura 2.19. Tiempo de inicio del escurrimiento ($I_{e(mm)}$) (mm=1 minuto) en ensayos de simulación de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para los factores fecha y cobertura ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

La TIF, al igual que el resto de las variables hidrológicas estudiadas, presentó una tendencia mayor en las parcelas CC respecto a las parcelas SC. Este parámetro en las parcelas CC osciló entre 4,70 y 26,40 mm h^{-1} , mientras que en las SC entre 2,08 y 11,55 mm h^{-1} (Figura 2.20).

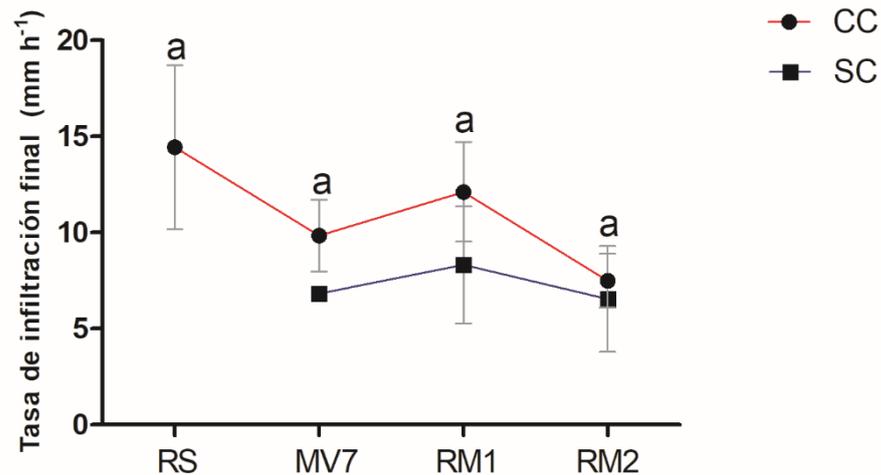


Figura 2.20. Tasa de infiltración final (TIF) (mm h^{-1}) en ensayos de simulación de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para los factores fecha y cobertura ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

Conforme a los resultados y a las tendencias observadas, los ensayos de lluvias sobre parcelas CC presentaron una mejor condición hidrológica con una TIF más alta, un volumen y coeficiente de escurrimiento menor y un tiempo de inicio del escurrimiento apenas mayor con respecto a los ensayos SC. Por otro lado, se observa una importante congruencia entre las variables para cada fecha, lo cual sugiere que la falta de diferencias estadísticas se debe únicamente a la variabilidad intrínseca presentada por cada variable y no a artefactos asociados a las determinaciones.

La concentración de sedimentos (Sed100) mostró diferencias significativas para el factor cobertura ($P \leq 0,05$) (Tabla 2.3). Los ensayos de simulaciones de lluvia realizados sobre parcelas cubiertas arrojaron los menores valores de Sed100 respecto a las SC (0,11 y 0,20 $\text{g } 100 \text{ ml}^{-1}$, respectivamente). A su vez, las simulaciones en parcelas SC presentaron mayor variabilidad inter e intra fechas con respecto a las parcelas CC. Al igual que con el parámetro anterior, en RM1, no se detectaron diferencias numéricas entre tratamientos (Figura 2.21).

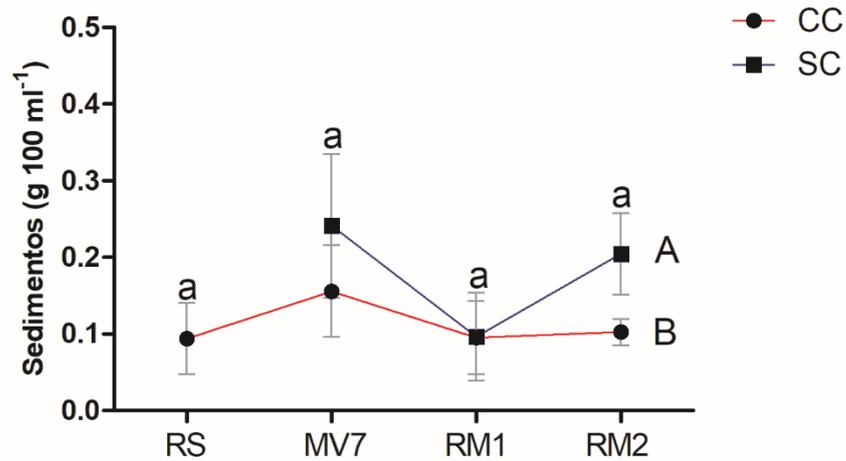


Figura 2.21. Concentración de sedimentos (Sed100) ($\text{g } 100 \text{ ml}^{-1}$) en ensayos de simulación de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas significativas para el factor fecha y en mayúscula para el factor cobertura para todas las fechas evaluadas ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

La cantidad de rastrojo determinada dentro de las parcelas donde se realizó las simulaciones de lluvia fue similar para todas las fechas de muestreo (Tabla 2.3) (Figura 2.22a). Asimismo, la cobertura en las zonas aledañas a la zona de simulación de lluvia si bien fue numéricamente diferente en cada fecha no se diferenció estadísticamente. Los valores promedio para RS, MV7, RM1 y RM2 fueron de 3,45; 5,20; 4,78 y 8 t ha^{-1} , respectivamente (Figura 2.22b).

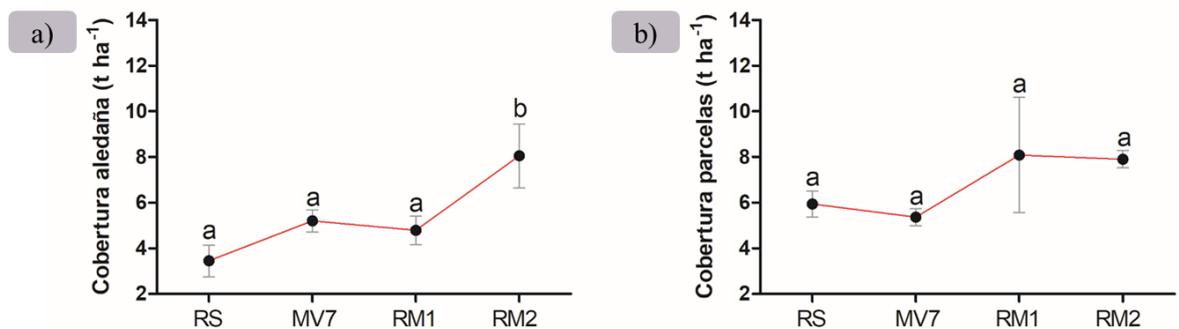


Figura 2.22. Cobertura de rastrojo (t ha^{-1}) en **a)** parcelas de simulación de lluvia y **b)** zona aledaña de donde se realizaron las simulaciones de lluvia para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para el factor fecha ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

Al analizar los componentes de varianza de las variables VFE e $I_{e(mm)}$, se encontró que el factor fecha, en ambos casos, es el que más aporta, siendo el 64 y 18 %, respectivamente. Esto expone que el factor cobertura no está incidiendo en forma decisiva en el movimiento de agua a esta escala, lo cual trae aparejado una serie de problemas ambientales, siendo la erosión hídrica uno de los principales.

S3: Dimensión química del escurrimiento asociada a la dinámica de glifosato

En este subconjunto, para el análisis del comportamiento del glifosato en el escurrimiento, se tuvieron en cuenta tanto variables asociadas al suelo como al escurrimiento propiamente dicho proveniente de ensayos de simulación de lluvia. Las variables seleccionadas, asociadas al suelo, para este subgrupo conforme a la selección y descarte de variables redundantes fueron: concentración de glifosato y AMPA, carbono orgánico, fósforo extractable promedio, pH y conductividad eléctrica. Dentro de las variables seleccionadas asociadas al escurrimiento fueron: concentración de glifosato y AMPA, fósforo reactivo soluble, pH y conductividad eléctrica.

La concentración de glifosato y AMPA en el suelo ($[glifosato_{suelo}] - [AMPA_{suelo}]$) presentaron rangos que oscilaron entre 0 y 4733,5 $\mu\text{g kg}^{-1}$ y 0 y 270 $\mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente. Respecto al escurrimiento, la concentración de P-PO_4^- promedio fue de $0,27 \pm 0,11$ ppm. Los valores obtenidos de $[glifosato_{esc}]$ en este compartimento ambiental fueron entre 1,63 y 10,59 $\mu\text{g l}^{-1}$ para las simulaciones *CC* y de 5,42 y 6,35 $\mu\text{g l}^{-1}$ cuando los ensayos de simulación de lluvia se hicieron *SC*. No se detectó AMPA en el escurrimiento en ningún evento de simulación.

La detección de las moléculas tanto de glifosato como de AMPA en suelo y en el escurrimiento fue altamente variable. En el escurrimiento se detectó glifosato en 8 muestras de un total de 21. Por ello, se modeló la probabilidad de ocurrencia de la molécula de glifosato en el escurrimiento y el modelo que mejor explicó dicha variable fue el modelo 2 (M2) (Tabla 2.3), cuyo parámetro de verosimilitud, BIC, fue de 19,721 (Tabla 2.4).

Respecto al análisis de dispersión de los parámetros del M2 construido, la varianza residual fue de 4,498 (16 grados de libertad) y la varianza nula de 27,910 (20 grados de libertad). El modelo escogido explica el 83 % de la variabilidad, es decir que el modelo

tiene buena capacidad de estimación de la presencia de glifosato en el escurrimiento conforme al número de veces que se detectó. El factor fecha explica el 96 % de la probabilidad de ocurrencia de aparición de glifosato en el escurrimiento, mientras que si la simulación se realizó con o sin cobertura sólo contribuye con el 4 %. No se encontraron diferencias significativas entre los factores (Tabla 2.3).

Tabla 2.4. Selección de modelos lineales generalizados (regresión Logit) construidos en función del criterio de selección BIC para la variable *probabilidad de ocurrencia de aparición de la molécula de glifosato* en el agua de escurrimiento proveniente de ensayos de simulación de lluvia con y sin cobertura en diferentes fechas de muestreo.

Modelo	BIC
M1	33,0312
M2	19,7212
M3	25,8103
M4	31,8994

En relación a las aplicaciones de glifosato durante el ensayo, las mismas se realizaron en los siguientes momentos: una aplicación 9 meses antes del muestreo *RS*; dos aplicaciones previas al muestreo *MV7* (45 días y 30 días antes de *MV7*) y una aplicación previa al muestreo *RMI* (45 días antes de *RMI*). Entre *MV7* y *MR6* no se realizaron aplicaciones. En el muestreo *RS* la concentración hallada en el escurrimiento fue de $1,92 \mu\text{g l}^{-1}$. En *MV7* no se detectó glifosato en el escurrimiento. En *RMI*, las concentraciones de glifosato halladas fueron $7,73$ y $5,88 \mu\text{g l}^{-1}$ para las parcelas *CC* y *SC*, respectivamente. No obstante, no se diferenciaron estadísticamente. (Figura 2.23).

A modo de resumen, en los ensayos de simulación de lluvia se detectó glifosato en el suelo en el 54 % de casos analizados, mientras que en el escurrimiento se detectó en un 30 %. Respecto a la detección de la molécula de AMPA, en el suelo se halló en el 30 % de las muestras analizadas, pero no se detectó en el agua de escurrimiento.

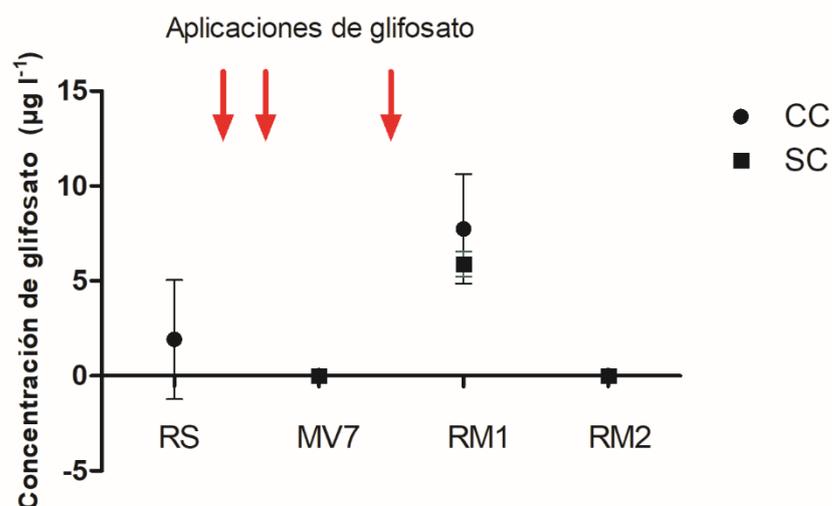


Figura 2.23. Concentración de glifosato en el escurrimiento [glifosato_{esc}] (µg l⁻¹) en ensayos de simulación de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las flechas descendentes rojas indican las aplicaciones de glifosato.

Precipitaciones (volumen total y número de lluvias erosivas) y escurrimientos a nivel de microcuena - Detección de glifosato y AMPA en suelo y agua de escurrimiento

Para comprender la dinámica de glifosato y AMPA, se analizaron de manera conjunta las fechas de aplicación del herbicida, las fechas de muestreo en las que se detectó la molécula y el compartimento ambiental en que se lo detectó en función de las precipitaciones (tanto en volumen como en intensidad) y de los escurrimientos registrados a nivel de microcuena. En función de lo expresado en el [punto 2.2.1](#) y lo que se muestra en las [Figuras 2.23](#) y [2.24](#), se puede inferir lo siguiente: en *RS* se detectó glifosato, que provendría de la descomposición de los residuos de cosecha de soja. La presencia de AMPA en el suelo provendría de la degradación del glifosato antes mencionado. El gran lapso de tiempo transcurrido desde la última aplicación abona este supuesto.

En *MV7* no se encontró glifosato en el ensayo de simulación de lluvias. Esto podría deberse al efecto de lavado provocado por las intensas lluvias del 20 y 25 de octubre de 2016 (dentro de los 10 días previos al muestreo) que hicieron pulsar la microcuena tal como se señaló en el [punto 2.2.1](#). Ese glifosato proveniente del material vegetal aéreo se pudo detectar en el suelo.

Entre *MV7* y la siguiente aplicación de glifosato, realizada en el mes de junio de 2017 acontecieron lluvias de intensidad diaria y volumen total extraordinarios, que provocaron escurrimientos significativos perfectamente registrados a nivel de microcuena (Tabla 2.2). Estos escurrimientos habrían lavado el sistema previo a la aplicación de glifosato de junio de 2017. De manera que en el muestreo de *RM1* solo fue posible detectar el efecto de esa última aplicación y no de las anteriores. Por ello, este puede ser el motivo por el cual no se encontró glifosato ni AMPA en el suelo. Solamente se detectó en el escurrimiento el glifosato proveniente del residuo de cosecha del cultivo de maíz, habiendo transcurrido escasos 45 días desde su aplicación.

En *RM2* sucede algo similar a *MV7*, en el sentido que se producen dos lluvias previas que suman 100 mm a escasos días del último ensayo de simulación de lluvias (*RM2* el 10 de octubre de 2017). Si bien estas lluvias no provocaron registros de escurrimiento a nivel de microcuena habrían sido lo suficientemente intensas como para lavar el glifosato presente en los residuos de maíz y volcarlo a la superficie del suelo. En cambio, no fueron lo suficientemente intensas como para eliminar esta molécula y su metabolito del suelo circundante. Por este motivo se habría detectado glifosato y AMPA en el suelo, pero no en el ensayo de simulación de lluvia a campo, tal como se muestra en la Figura 2.24.

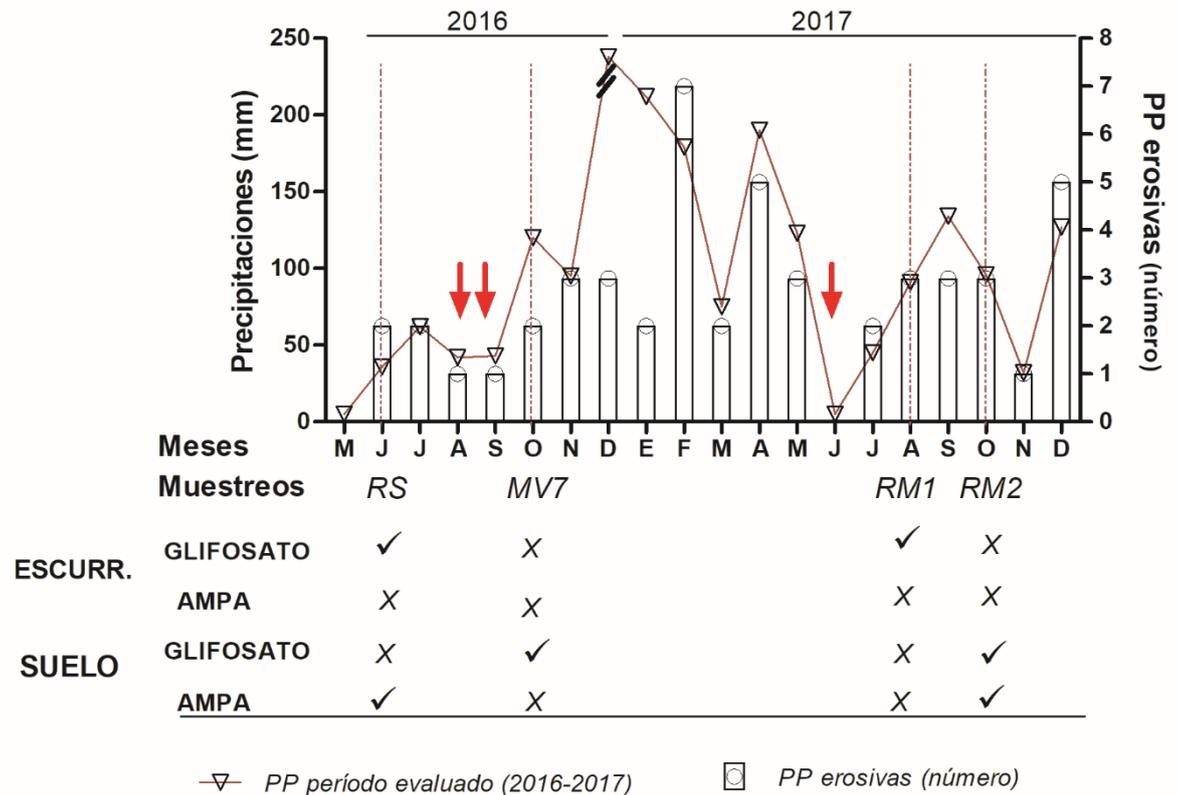


Figura 2.24. Volumen de lluvias (mm) y número de precipitaciones erosivas para el periodo evaluado (2016-2017) asociado a los momentos de aplicación de glifosato (indicado por flechas rojas descendentes) y los momentos en que se detectó o no glifosato y AMPA, en suelo y agua de escurrimiento, en los ensayos de simulaciones de lluvia en parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) para las fechas de muestreo (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)) indicadas con las líneas rojas punteadas.

Frecuencia de aparición de estructuras laminares y variables hidrológicas

La falta de respuesta diferencial estadísticamente significativa en los resultados mencionados en los puntos previos, llevó a plantear nuevos interrogantes durante el desarrollo de la presente investigación. Por tal motivo se consideró pertinente indagar si los factores estructurales edáficos serían otra fuente adicional de variabilidad en esta escala. Por ello se procedió al análisis e identificación mediante observación directa de las estructuras edáficas presentes en el suelo bajo estudio en cada fecha de muestreo y además se estableció la frecuencia de aparición de las mismas. En la mayoría de las muestras se observaron estructuras laminares y no laminares. No obstante, se observaron dos tipos de estructuras laminares, débiles y no débiles. Las primeras se caracterizaban por ser frágiles y laxas mientras que las otras eran más fuertes y cohesivas. Ambos tipos

podían o no alternar entre sí. La descripción de estos tipos de estructuras se detalla en el *Capítulo III*.

La frecuencia de aparición relativa se estableció de manera general para las estructuras laminares sin discriminar entre débiles y no débiles. Asimismo, se contrastó dicha frecuencia con el VFE para cada subsitio donde se realizaron los ensayos de simulación de lluvia (Tabla 2.5). En todas las fechas de muestreo se repitió el patrón de aparición de estas estructuras, es decir aparición escasa o nula, intermedia o muy frecuente. Esto denota la alta variabilidad intrínseca de las mismas y la que posiblemente afecte a las variables hidrofísicas.

Tabla 2.5. *Frecuencia de aparición de estructuras laminares* vs el volumen final de escurrimiento (VFE) (ml) promedio de las simulaciones con (CC) y sin cobertura (SC) realizadas para cada repetición del ensayo de simulación de lluvia, para las fechas del periodo evaluado (F) (RS: Rastrojo de Soja (15/06/2016); MV7: Maíz en V7 (31/10/2016); MR6: Maíz en R6 (21/03/2017), RM1: Rastrojo de maíz 1 (9/08/2017); RM2: Rastrojo de maíz 2 (10/10/2017)). Ranking de frecuencia de aparición de las estructuras laminares (Frec. L) siendo 1: Aparición escasa o nula; 2: Aparición intermedia; 3: Aparición muy frecuente.

Fecha/Repetición	I		II		III	
	Frec. L	VFE(ml)	Frec. L	VFE(ml)	Frec. L	VFE(ml)
RS	3	2422	2	2140	1	1280
MV7	1	2329	3	2318	2	2213
MR6	2	-	1	-	3	-
RM1	1	2885	2	3007	3	3340
RM2	1	2655	2	2268	3	2295

La evaluación de las variables hidrológicas mediante ensayos de simulación de lluvia sobre parcelas *CC* y *SC* permite detectar cuánto explica la cobertura del comportamiento de las variables estudiadas. Sin embargo, en esta Tesis la diferencia entre los resultados de las simulaciones *CC* y *SC* fue nula, es decir que no se aisló el efecto proporcionado por la cobertura, principalmente en la generación de escurrimientos. Si bien, tal como se lo explicó oportunamente, estas variables poseen alta variabilidad asociada a sus características intrínsecas, dicha diferencia (*CC-SC*) no explicada por el factor cobertura posiblemente este explicado por el efecto proporcionado por las estructuras laminares cuya frecuencia de aparición es altamente variable tanto en el espacio como en el tiempo.

Al contrastar los resultados del ranking de frecuencia de aparición de estructuras laminares con los valores de VFE, se encontró que algunos subsitios con las mayores frecuencias de aparición de estructuras laminares tendieron a proporcionar los mayores VFE. Esto se observa en las fechas *RS* y *RMI*. Sin embargo, en la fecha *RM2* y *MV7*, no se cumplió la relación de mayor frecuencia de estructuras laminares/mayor escurrimiento. Por ello, es necesario seguir investigando en este sentido para poder aislar el efecto de este tipo de estructuras en la variabilidad de las propiedades hidrofísicas.

Correlación entre variables asociadas a las propiedades físicas, hidrológicas y carbono del suelo

Para comprender los procesos asociados a la dinámica de generación de escurrimiento y erosión se realizó un análisis de correlación entre las variables hidrológicas y las propiedades físicas y químicas del suelo. Se detallan aquellas correlaciones más importantes y de carácter significativo. El VFE se correlacionó positivamente con el CE y con la DAP de los estratos de 0-5 y 5-10 cm. Además, el VFE se correlacionó negativamente con el $I_{e(mm)}$. A su vez mostró una correlación similar con el pretratamiento 1 de EE (DMP_{rap1}). En todos los casos las correlaciones del VFE fueron superiores a 0,75. Por otro lado, el CO y la humedad no presentaron correlaciones significativas con las variables hidrológicas. En este mismo sentido, la generación de sedimentos no pudo ser explicada por ninguna de las variables medidas, aunque, con menores coeficientes se asoció con un aumento en la DAP y una disminución de los distintos pretratamientos de la EE. Otras correlaciones encontradas fueron las siguientes: el CO, se correlacionó de manera positiva con el pretratamiento DMP_{ag} , mientras que la H se correlacionó positivamente con las variables DMP_{cap} y DMP_{prom} . Siendo los valores de r: 0,70 y 0,84, respectivamente. El DMP_{rap1} mostró una correlación positiva con la DAP de 0-5 y 5-10 cm (Tabla 2.6)

Tabla 2.6. Correlaciones (Pearson) entre variables hidrológicas, físicas y químicas considerando valores promedios entre fechas y los tratamientos con y sin cobertura (CC y SC). VFE: Volumen final de escurrimiento; CE: coeficiente de escurrimiento; TIF: Tasa final de infiltración; Ie(mm): Tiempo de Inicio del escurrimiento; Sed100: Concentración de sedimentos; CO: Carbono Orgánico; H: humedad; DAP: densidad aparente para las profundidades 0-5/5-10/10-20 cm; EE: estabilidad estructural (siendo DMP_{rap0}: humedecimiento muy rápido en 10 segundos; DMP_{rap1}: humedecimiento rápido en 10 minutos; DMP_{ag}: disgregación mecánica; DMP_{cap}: humedecimiento por capilaridad). Los asteriscos representan: *** $P \leq 0,001$; ** $P \leq 0,01$; * $P \leq 0,05$; ns: no significativo.

Variables	VFE	CE	TIF	Ie(mm)	Sed100	CO	H	DAP 0-5 cm	DAP 5-10 cm	DAP 10-20 cm		
<i>Variables hidrológicas</i>	VFE	1										
	CE	0,87 **	1									
	TIF	-0,48	0,55	1								
	Ie(mm)	-0,71 *	0,68 *	0,06	1,0							
	Sed100	0,62	0,73	-0,73	-0,56	1,0						
<i>Suelo</i>	CO	0,35	0,17	0,56	-0,57	0,33	1,0					
	H	0,18	0,20	0,28	-0,25	0,25	0,27	1,0				
	DAP 0-5 cm	0,97 ***	0,80 *	-0,53	-0,51	0,56	0,24	0,13	1,0			
<i>Densidad Aparente</i>	DAP 5-10 cm	0,96 ***	0,78 *	-0,43	-0,54	0,58	0,37	0,24	0,99 ***	1,0		
	DAP 10-20 cm	-0,17	0,2	-0,33	0,25	-0,25	-0,35	-0,99 ***	-0,12	-0,24	1,0	
<i>Estabilidad estructural</i>	DMP _{rap0}	-0,37	0,57	0,03	0,20	-0,27	-0,64	0,39	-0,38	-0,43	-0,31	
	DMP _{rap1}	-0,82 **	0,47	0,25	0,52	-0,59	-0,34	-0,68	-0,81 **	-0,86 **	**	0,66
	DMP _{ag}	-0,28	0,23	0,66	0,03	-0,07	0,76 *	0,27	-0,35	-0,19	-0,36	
	DMP _{cap}	0,19	0,17	-0,15	-0,15	0,17	-0,38	0,70 *	0,19	0,17	-0,62	
	DMP _{prom}	-0,17	0,51	0,24	-0,01	-0,04	-0,17	0,84 **	-0,21	-0,16	-0,80 *	

2.3 DISCUSIÓN

En este apartado se discuten los resultados asociados a las propiedades físicas, dinámica hídrica y concentración de sedimentos en ensayos de simulación de lluvia a escala de lote, a la luz de los escurrimientos registrados a nivel de microcuena. Además, se aborda la relación entre la frecuencia de aparición de estructuras laminares predominantes en el suelo bajo estudio en lo que respecta a la dinámica hídrica, generación de sedimentos y detección de glifosato en los compartimentos ambientales de suelo y agua de escurrimiento.

2.3.1 Microcuena: Número de curva, escurrimiento superficial

En primer término, se destaca la conveniencia de trabajar con diferentes escalas o niveles de percepción ya que cada nivel permite aportar información para la comprensión del conjunto. Particularmente el nivel de microcuena es adecuado para integrar la información hidrológica y de procesos de degradación generados a escalas más detalladas (Chagas y Kraemer, 2018).

La caracterización del comportamiento hidrológico de una microcuena a través del método de Número de Curva resultó muy útil, ya que el mismo integra las propiedades edáficas, el manejo de la cobertura y la rugosidad, la condición de esa cobertura y la humedad edáfica antecedente (USDA SCS, 1985). Los Números de Curva obtenidos reflejan claramente las condiciones edáficas favorables para la infiltración del agua de lluvia en el suelo de la Serie Arroyo Dulce, tal como se señaló anteriormente.

Al comparar estos resultados con los obtenidos en los ensayos de simulación de lluvia realizados a nivel de lote, surgen controversias, ya que las tasas de infiltración final corresponden a suelos más limitados en sus propiedades intrínsecas que la Serie Arroyo Dulce. Ares *et al.* (2014) analizaron tres escalas de percepción comparando situaciones de Pampa Ondulada y Pampa Serrana. En dicho trabajo se vio que la simulación de lluvia a nivel de lote y el CN calibrado a nivel de microcuena arrojaban resultados coherentes entre sí. Los suelos de Azul (Pampa Serrana) se comportaban como altamente permeables ante lluvias simuladas de muy alta intensidad, cuya estabilidad estructural clasificó como muy estable (Le Bissonnais, 1996) y eso se reflejaba en CN cercanos a 60. En el presente trabajo se han obtenido Números de Curva excelentes, tendientes a 60-70 (similares a los de Pampa Serrana) en una microcuena de 2 km², pero con resultados en las simulación

de lluvia, similares a los de un suelo escasamente permeable como los de la Serie Ramallo (Argiudol vértico).

Sin duda la respuesta a esta controversia puede ser aclarada con la discusión de los resultados obtenidos en el presente trabajo a escalas de lote/parche y de laboratorio referido al lote agrícola seleccionado para tal fin, que se desarrollan en este y en el siguiente capítulo.

2.3.2 Dinámica hídrica, concentración de sedimentos y propiedades físicas

La Pampa Ondulada presenta síntomas diversos de degradación de tierras (Casas y Albarracín, 2015), siendo la erosión hídrica y la degradación física los principales procesos reportados (Iruetia *et al.*, 1988). Esto se ve favorecido fundamentalmente tanto por el elevado porcentaje de limos en el horizonte A y sus características mineralógicas como por el reemplazo de rotaciones por secuencias de cultivos poco diversificadas (Caviglia y Andrade, 2010; Novelli *et al.*, 2011), cuyo aporte de cobertura superficial es escaso y deja al suelo desprotegido del efecto disruptivo del impacto de la gota de lluvia, siendo este el principal desencadenante de los procesos de degradación física en suelos de textura limosa. Respecto a la fracción limo, ésta tiene una correlación negativa con la estabilidad estructural (Álvarez *et al.*, 2012), lo cual está asociado a la alta proporción de fitolitos y vidrios volcánicos de baja densidad en su composición (Cosentino y Pecorari, 2002; Kraemer, 2015), lo que les confiere a estos suelos alta susceptibilidad a la degradación física (Cosentino y Pecorari, 2002) y a la erosión hídrica. Por lo anterior el estudio de la interacción de la dinámica hídrica y la generación de sedimentos con las propiedades físicas edáficas resulta importante para el conocimiento y control de los procesos de degradación predominantes en el sitio de estudio.

En contraposición a lo reportado en bibliografía para la misma zona de estudio (De La Vega *et al.*, 2004; Chagas *et al.*, 2004), el comportamiento hidrológico en general, y el volumen de escurrimiento en particular en ensayos de simulaciones de lluvia CC y SC, fue similar. Sin embargo, la tasa de infiltración tendió a ser superior en las parcelas cubiertas. No obstante, los valores promedios para dichas parcelas fueron inferiores respecto a los encontrados en un ensayo a campo con características similares (11 vs 20 mm h⁻¹) mientras que para las parcelas SC los valores de TIF fueron parecidos a los reportados en bibliografía (7 vs 10 mm h⁻¹) (De la Vega *et al.*, 2004). A su vez, los valores encontrados para parcelas CC también fueron inferiores a los hallados en un Argiudol

vértico bajo manejo agrícola y en un Natracualf no degradado bajo manejo ganadero, siendo las TIF de 25,4 y de 26,2 mm h⁻¹, respectivamente (Chagas *et al.*, 2011).

Asociado a lo anterior, el coeficiente de escurrimiento tendió a ser superior en las parcelas con suelo desnudo. Los valores para suelos cubiertos son similares a los hallados por De la Vega *et al.* (2004) (58 vs 57 %), mientras que para las parcelas SC, los encontrados en esta Tesis fueron superiores (34 vs 64 %). Al comparar el CE promedio de los ensayos de simulaciones de lluvia con los hallados a escala de microcuenca se encontró que los mismos fueron superiores (60 y 45 %, respectivamente).

La no detección de diferencias estadísticas entre tratamientos (CC y SC) para las variables hidrológicas puede estar asociado tanto a cuestiones asociadas a la variabilidad de las variables hidrológicas, al número de repeticiones en cada muestreo y/o a cuestiones agronómicas y edáficas. Respecto al primer postulado, al analizar el comportamiento de estas variables en los diferentes muestreos se puede inferir que la variabilidad de las variables está más asociada a cuestiones intrínsecas de las mismas que a errores relacionados a la metodología de muestreo utilizada. No obstante, probablemente el aumento del número de repeticiones favorecería la disminución de dicha variabilidad.

Por otro lado, distintas variables agronómicas y edáficas se postulan como principales condicionantes de las propiedades hidrológicas, en particular de la generación de escurrimiento. Entre ellas se destacan la cobertura vegetal utilizada y las propiedades físicas edáficas.

La cobertura vegetal utilizada, tanto en cantidad como en porcentaje, es coherente con lo reportado bibliográficamente para la zona de estudio, sin embargo, no promovió las diferencias significativas para el proceso de infiltración entre tratamintos. Dentro de las propiedades físicas que podrían explicar la no detección de diferencias significativas en las variables hidrológicas entre parcelas CC y SC, debido a su interacción, se postulan las siguientes: contenido de humedad, densidad aparente, estabilidad estructural, presencia de estructuras laminares y profundidad del Bt. El contenido de humedad no varió entre las fechas de muestreo y se mantuvo alrededor de capacidad de campo, por lo cual no sería el factor condicionante de los resultados hidrológicos. Otro de los factores postulados es la DAP, el cual es muy útil para la evaluación de la condición física de un suelo. Además, si este parámetro supera cierto umbral puede afectar negativamente el desarrollo radicular (Reynolds *et al.*, 2002; Drewry y Paton, 2005) y favorecer la disminución del rendimiento del cultivo. En esta Tesis, el valor promedio de DAP superficial (0-5 cm) fue menor respecto a lo hallado por Kraemer (2015) en suelos de

características similares para la misma profundidad (1,08 vs 1,22 t m⁻³). Esto probablemente puede estar asociado tanto al material parental del suelo como a la frecuencia variable de aparición de estructuras laminares dentro del estrato superficial en las diferentes fechas de muestreo. A su vez, los valores hallados son inferiores respecto a los umbrales críticos para la Región Pampeana para Molisoles y Vertisoles, siendo de 1,44 y de 1,37 t m⁻³, respectivamente (Wilson *et al.*, 2013). En el muestreo de agosto de 2017 (RM1) para las profundidades de 0-5 y 5-10 cm se detectó un incremento de DAP respecto al resto de las fechas. Esto estuvo asociado al pastoreo ocasional de terneros de ese rastrojo con una alta humedad edáfica (cc), lo cual favoreció la disminución de poros y el incremento de DAP. Los valores alcanzados, para ambas profundidades, fue similar a los umbrales citados como críticos anteriormente. Este leve incremento permite explicar el aumento del volumen del escurrimiento en esa fecha, pero su variabilidad no permite explicar la falta de diferencias entre CC y SC.

El tercer condicionante físico postulado es la estabilidad estructural, dado que puede ser utilizada como indicador de salud física de un suelo (Cerda, 2000; Saygin *et al.*, 2012). La EE puede afectar tanto el desarrollo radicular, la disponibilidad de agua y aire como el desarrollo de la fauna del suelo (Hermawan y Cameron, 1993), lo cual expone la relevancia de su determinación. La EE para el suelo bajo estudio fue clasificada como estable-muy estable (DMP_{prom} : 1,21 y 2,28 mm) según el criterio de clasificación de Le Bissonnais (1996). Estos valores resultan similares a los reportados en bibliografía. Para ambientes naturales, por ejemplo, para Molisoles los valores oscilan entre 2,21 y 2,55 mm, mientras que para Vertisoles lo hacen entre 2,33 y 2,77 mm (Gabiud *et al.*, 2011). Al comparar estos resultados con datos de EE obtenidos en suelos similares en los que se estudió esta propiedad con diferentes manejos agrícolas (Kraemer, 2015), se encontró que el suelo bajo estudio tuvo un comportamiento intermedio entre suelos con manejo de buenas prácticas agrícolas y el ambiente natural. Sin embargo, el manejo para este suelo se caracterizó por la alta prevalencia de cultivos de verano (soja y maíz) en la secuencia agrícola que sumado a los resultados de las variables hidrológicas, se advierte la sobreestimación de la EE cuando se tiene en cuenta el promedio de los pretratamientos para la clasificación propuesta por Le Bissonnais (1996). Al individualizar los distintos pretratamientos, los que mostraron mayor inestabilidad estructural fueron aquellos de humedecimiento rápido (DMP_{rap0} y DMP_{rap1}), lo cual da indicio de que este tipo de tests resultan muy agresivos para los agregados de este suelo. Esto está condicionado por la fragilidad del material parental (limos de baja densidad) el cual afecta negativamente la

resistencia mecánica del mismo (Cosentino y Pecorari, 2002). El pretratamiento 2 (DMP_{ag}) fue el test que mayor estabilidad registró. Este evalúa la cohesión dentro de los agregados lo cual está íntimamente relacionado con la actividad biológica, el carbono orgánico y el porcentaje de arcilla (Le Bissonnais, 1996; Kay y Angers, 2000). En este caso, el DMP_{ag} se correlacionó positivamente con el CO, pudiendo ser este, el principal agente agregante. Sin embargo, varios autores han reportado que la utilización de este test sería aconsejable y más representativo en suelos menos cohesivos y con menor dependencia del carbono orgánico para el proceso de estructuración (Le Bissonnais, 1996; Taboada-Castro *et al.*, 2011; Novelli *et al.*, 2013; Kraemer, 2015). El test de humedecimiento lento (DMP_{cap}) se correlacionó positivamente con la humedad al momento del muestreo. Esto refuerza la idea de la importancia del rastrojo sobre el suelo al momento de la lluvia, ya que favorece que el agua humecte lentamente los agregados evitando el estallido como lo denota el test que evalúa el DMP_{rap} . En concordancia con esto está lo reportado por Taboada-Castro *et al.* (2011) y Gabiud *et al.* (2011).

Respecto a las variables hidrológicas y la EE, el DMP_{rap1} se correlacionó negativamente con el VFE. A su vez ambas variables se correlacionaron con la DAP superficial. Dado el alto porcentaje de limo y sus características intrínsecas y el humedecimiento rápido ocasionado por la gota de lluvia el estallido por compresión de aire en los agregados contribuye al sellado y taponamiento de poros lo cual favorece la generación de escurrimiento y al incremento de la DAP superficial. No obstante, este efecto no tuvo la magnitud suficiente como para evidenciar diferencias entre los tratamientos CC y SC.

El cuarto condicionante postulado es la presencia variable espacio-temporal de las estructuras laminares. Asociado a estos suelos limosos y de manera conjunta con el sistema SD se han reportado estructuras laminares subsuperficiales en el horizonte A por diversos autores (Shipitalo y Protz, 1987; Ball y Robertson, 1994; Franzluebbbers, 2002; Munkholm *et al.*, 2003; Morrás *et al.*, 2004; Bonel *et al.*, 2005; Soracco *et al.*, 2010; Álvarez *et al.*, 2014). En esta Tesis se detectaron estructuras laminares en todas las fechas de muestreo y su frecuencia de aparición fue variable tanto espacial como temporalmente. Esto expone la estrecha relación entre estas estructuras y la SD. A su vez, vale aclarar que se detectaron diferentes tipos de estructuras edáficas, siendo las predominantes: laminares (débiles y no débiles) y no laminares. Esto denota la existencia de anisotropía estructural en el estrato superficial del horizonte A, lo cual podría estar condicionada principalmente por la microagregación (Morrás y Kraemer, 2018). De acuerdo a lo anterior, al contrastar

el ranking establecido de la frecuencia de aparición de estructuras laminares con los valores de volumen de escurrimiento permitió advertir que 2 de las 4 fechas de muestreo presentaron una relación positiva entre ellos, es decir que cuando se registró mayor frecuencia de aparición de L también se detectaron los mayores volúmenes de escurrimiento en los ensayos de simulación de lluvia. Por ello se puede inferir que la frecuencia de aparición variable de este tipo de estructuras no solo aporta variabilidad edáfica, sino que también intervienen negativamente en la partición del proceso infiltración/escurrimiento; lo cual en combinación con la fragilidad del sistema podrían favorecer el desarrollo de procesos de erosión hídrica y el transporte de sedimentos y plaguicidas fuera del agroecosistema (Tebrugge y During, 1999).

Diversos trabajos hacen hincapié en la capacidad de las estructuras laminares para comprometer de manera significativa el proceso de infiltración del agua al suelo (Chagas, 1995; Sasal, 2012; Sasal *et al.*, 2006, 2010, 2017). Esto está dado por el bajo porcentaje de macroporos y la continuidad de los mismos, lo cual limitan tanto el ingreso y movimiento vertical del agua como del aire. Si bien el periodo analizado en esta Tesis fue de dos años y no se detectaron diferencias significativas en la cantidad de volumen escurrido conforme a si el suelo estaba o no cubierto, por ello y asociado a lo anterior, se puede inferir que el factor que pudo afectar la relación infiltración/escurrimiento en mayor medida en este suelo fueron las estructuras laminares. Respecto a la profundidad del Bt, también planteado como condicionante edáfico, al menos en los rangos medidos, no afectó la dinámica hídrica como si lo hizo en un ensayo similar (Vangeli, 2019).

En resumen, se advierte que el efecto conjunto proporcionado por las propiedades físicas edáficas, principalmente estructuras laminares, DAP y EE es mayor que el proporcionado por la cobertura en el proceso de infiltración, es decir que el efecto suelo enmascara el efecto de la cobertura en la entrada y movimiento de agua favoreciendo la generación de escurrimiento en los ensayos de simulación de lluvia sobre parcelas CC y SC evitando que se diferencien entre sí. Por lo anteriormente expuesto, se puede advertir que la interacción negativa entre las propiedades físicas e hidrológicas pueden favorecen la existencia de agua libre en superficie y el desarrollo de procesos erosivos.

En relación al desprendimiento de partículas, tal como se adelantó anteriormente las parcelas CC presentaron la menor generación de sedimentos respecto a las parcelas SC. Resultados similares fueron hallados por Chagas *et al.* (1999); Gottfried *et al.* (2004); Jordán *et al.* (2010); Won *et al.* (2012). Esto también se encontró en los ensayos de laboratorio (*Capítulo III*). En ambos casos se detectaron diferencias significativas en

función de la cobertura. Es decir, que la cobertura utilizada, si bien no interfiere en la generación del escurrimiento de manera significativa, si lo hace disminuyendo el desprendimiento de partículas y producción de sedimentos. La importancia de esto radica en que los sedimentos son considerados los principales contaminantes de los cuerpos de agua originados por la actividad agrícola (Ongley, 1997). En las parcelas SC el impacto directo y disruptivo de la gota de lluvia favorece la ruptura de los agregados facilitando el desprendimiento de partículas. Además, el movimiento de las mismas, dentro de la parcela de simulación, no es impedido por tallos ni hojas como si puede ocurrir en los ensayos de simulación de lluvia sobre parcelas CC.

2.3.3 Glifosato y AMPA: Detección y concentración en suelo y agua de escurrimiento

La detección de las moléculas de glifosato y AMPA fue variable en las diferentes fechas y compartimentos ambientales estudiados, lo cual expone la dificultad de establecer patrones de comportamiento de estas moléculas en el agroecosistema.

La máxima concentración detectada de glifosato en el agua de escurrimiento fue de $10,59 \mu\text{g l}^{-1}$. Este valor supera los umbrales permitidos por la norma europea (Umbral de detección por plaguicida individual: $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ y para el total de plaguicidas $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$). Sin embargo, para el estándar en EE.UU están dentro de los umbrales permitidos (6 y $700 \mu\text{g l}^{-1}$). A su vez, las [glifosato_{esc}] detectadas en este ensayo fueron superiores a las reportadas en otros trabajos para el mismo compartimento ambiental (en un rango de $0,19$ a $6 \mu\text{g l}^{-1}$) (Sasal *et al.*, 2010; Vangeli, 2019). Mientras que resultaron inferiores a los registrados en Pampa Ondulada en cursos de agua linderos a zonas agrícolas (100 a $700 \mu\text{g l}^{-1}$) (Peruzzo *et al.*, 2008) y a las concentraciones halladas en el ensayo de laboratorio (Capítulo III) cuando se realizaron las simulaciones de lluvia sobre la misma cobertura ($44,67 \mu\text{g l}^{-1}$). Las concentraciones máximas de glifosato y AMPA en el suelo fueron de $392,12$ y de $270,89 \mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente. Los valores hallados de glifosato, son superiores a los detectados en un trabajo similar en un Argiudol ($49,7$ - $194,3 \mu\text{g kg}^{-1}$) (Vangeli, 2019), mientras que los valores de AMPA están dentro del rango encontrado por el mismo autor ($199,3$ - $823,6 \mu\text{g kg}^{-1}$).

Las concentraciones máximas de glifosato en el agua de escurrimiento, tanto a escala de lote/parche como en el laboratorio, se detectaron cuando se utilizó como cobertura el rastrojo de maíz. Esto expone la existencia de procesos sortivos entre el

rastrajo y la molécula y que dicho proceso de adsorción es limitado y reversible (Rampoldi *et al.*, 2011). Esto se discute en mayor profundidad en el *Capítulo III*. Sin embargo, al analizar de manera general el periodo de muestreo, la variable fecha explicó el 96 % de probabilidad de detectar la molécula en el escurrimiento, mientras que el 4 % restante lo hizo la cobertura. A nivel de campo, la molécula de glifosato está expuesta a innumerables factores [ataque microbiano, procesos sortivos, condiciones climáticas (lluvias, temperatura), etc] los cuales condicionan la detección de la misma y afectan el movimiento de la molécula tanto en superficie como en profundidad (Flury, 1996; Villholth *et al.*, 2000; Veiga *et al.*, 2001; Pertensen *et al.*, 2002; Screpanti y Accinelli, 2005; Shipitalo *et al.*, 2006; Yang *et al.*, 2015).

Respecto a la cobertura, si bien explica en un porcentaje bajo la probabilidad de ocurrencia de la molécula en el escurrimiento, no hay que desestimar la intervención de la misma en el agroecosistema, ya que puede afectar la relación herbicida/rastrajo/suelo pudiendo retenerlo o liberarlo al suelo luego de una lluvia (Dao, 1991; Selim *et al.*, 2003). La cobertura actúa como ente regulador entre el suelo, la molécula y su disponibilidad, la lluvia y el tiempo, lo cual condiciona a *posteriori* la ubicación y concentración de la molécula en los diferentes compartimentos ambientales. Otro aspecto importante es que la molécula de glifosato se moviliza preferentemente adsorbido al material particulado y no en forma disuelta en agua (Aparicio *et al.*, 2013), por ello se esperaría que las concentraciones detectadas de esta molécula sean menores cuando las simulaciones de lluvia se realizan sobre parcelas CC ya que generaron menos sedimentos y por ende transportarían en efecto menor cantidad de este herbicida, sin embargo las concentraciones encontradas en el escurrimiento proveniente de las parcelas CC fueron similares a las encontradas en el escurrimiento de las parcelas SC. Por lo anterior, se reafirma la necesidad de seguir investigando la dinámica de este herbicida en los diferentes compartimentos ambientales y de esa manera poder estudiar con más detalle el rol de la cobertura vegetal en esta escala de trabajo.

Respecto a la detección de glifosato en los diferentes compartimentos ambientales y asociado a la vida media de la molécula, se analizaron las fechas de realización de ensayos de simulación de lluvia conforme a los momentos de aplicación del herbicida, eventos de lluvias naturales y su erosividad diaria, a los eventos que generaron escurrimientos y los momentos en que se detectó la molécula. De esta manera se pudo establecer una relación conceptual entre la detección de glifosato y AMPA en suelo y rastrajo a campo y la ocurrencia de lluvias y escurrimientos extraordinarios registrados a nivel de microcuena.

Este resultado está en línea con otros trabajos en los que se estudió la incidencia de eventos hidrológicos extremos en la acumulación y concentración de contaminantes biológicos de origen bovino en el agua superficial (Chagas *et al.*, 2014).

Los valores hallados de vida media de la molécula de glifosato en suelo, se ubican dentro del rango de vida media citados en la bibliografía, siendo de 1 a 244 días (Eberbach, 1998; Grunewald *et al.*, 2001; Mamy, 2004). A su vez coinciden con lo encontrado en el ensayo de laboratorio (*Capítulo III*) (siendo 114 días entre la aplicación y la detección). Respecto a la molécula de AMPA, la misma se detectó hasta los 270 días después de la aplicación, esto también fue reportado por Vangeli (2019).

2.4 CONSIDERACIONES FINALES

La respuesta hidrológica de la microcuenca sigue un patrón “estándar”, es decir que la microcuenca aporta de manera conjunta, integral y armónica a la generación de escurrimiento. A su vez, los valores de CN disminuyen conforme al aumento de las precipitaciones y tienden a valores de CN entre 60 y 70. Esto es coherente con las características físicas de la serie de suelo predominante en la microcuenca (Arroyo Dulce), por ello la *Hipótesis Ano se rechaza.*

Respecto a la evaluación de las propiedades físicas y las asociadas a las hidrológicas mediante el uso de un microsimulador de lluvia a escala de lote/parche, se encontró que la DAP fue la variable que detectó diferencias entre fechas, mientras que le EE (DMP_{prom}) no lo hizo. Asociado a esto, el volumen final del escurrimiento (VFE) no varió significativamente entre las fechas de muestreo. Por lo expuesto, la *Hipótesis B*) **se rechaza parcialmente**.

La presencia de glifosato fue explicada en mayor proporción por la fecha de muestreo que por la cobertura. Sin embargo, cuando se analizan las fechas de manera independiente, se detectaron 2 cuestiones, en primer lugar, el escaso número de detección de la molécula en el escurrimiento y, en segundo lugar, que las concentraciones halladas en el escurrimiento de las parcelas CC y SC eran similares, por lo anterior la *Hipótesis C*) **se rechaza**. En concordancia con esto, el contraste de las frecuencias de aparición de L con las concentraciones de glifosato mostró una tendencia a que cuando la frecuencia de

aparición de estructuras laminares aumenta, también lo hace la concentración de glifosato detectada en el escurrimiento.

En cuanto a los objetivos planteados, en términos generales los mismos fueron cumplidos satisfactoriamente. En tal sentido, se estudió y caracterizó la respuesta hidrológica en términos de CN de la microcuenca bajo estudio. Respecto a la escala de lote/parche, se logró la identificación de un lote representativo de la cuenca en lo que respecta a las condiciones topográficas, edáficas y de manejo. Sin embargo, dado los resultados hidrofísicos obtenidos en esta escala, el lote escogido no resultó representativo de la microcuenca en lo que respecta a su nivel de degradación.

Los ensayos de simulación de lluvia sobre parcelas CC y SC a escala de lote permitieron evaluar la incidencia del factor Cobertura principalmente en la producción y generación de sedimentos, pero no en el volumen de escurrimiento y en la exportación de glifosato/AMPA. A su vez, se pudo detectar el aporte de variabilidad proporcionado por las estructuras laminares en las propiedades hidrológicas principalmente. Además, la evaluación visual de la estructura permitió identificar tres tipos de estructuras predominantes en este suelo, siendo estructuras laminares, laminares débiles y no laminares. Detalles de esta clasificación y características de estas estructuras son introducidos en el *Capítulo III*.

CAPÍTULO III

Condicionantes hidrofísicos y biológicos de la dinámica de glifosato y AMPA en suelos no disturbados a escala de laboratorio

3.1 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1.1 Ensayo 1. Simulación de lluvia en microparcels con suelo no disturbado: Análisis de la dinámica hídrica, transporte de sedimentos, glifosato y AMPA

Extracción de muestras

El suelo utilizado para este ensayo se obtuvo del sitio de estudio descrito en el *Capítulo I*. Se extrajeron al azar 10 muestras no disturbadas mediante la utilización de parcelas metálicas circulares (21 cm de diámetro, 10 cm de profundidad) (*Figura 3.1a*) en posición de media loma extendida, la cual resultó representativa del área bajo estudio. Previo a la extracción de cada parcela, se aplicó agua destilada muy lentamente desde la superficie hasta alcanzar la saturación del suelo, lo cual permitió la estabilización del monolito facilitando así su extracción sin alterar la estructura edáfica (*Figura 3.1b*). El transporte de las parcelas hasta el laboratorio se realizó sobre planchas de gomaespuma y en bandejas, lo cual evitó el movimiento excesivo y la rotura de las mismas.



Figura 3.1. a) Parcela metálica dispuesta en el terreno previo a la extracción del suelo sin disturbar, b) Extracción de parcela, luego de la aplicación de agua superficial.

Acondicionamiento de las parcelas: humectación, disposición de cobertura y aplicación de glifosato

Una vez en el laboratorio, las parcelas recibieron 10 ciclos de humedecimiento y secado con el fin de favorecer la rehabilitación de la estructura por posibles daños ocasionados en la recolección y el transporte. Posteriormente se mantuvieron a capacidad de campo y a temperatura ambiente (aproximadamente 20 °C) hasta el momento de la aplicación de glifosato. La humectación con agua destilada ($\text{pH} \approx 5$) se realizó de manera lenta y desde la superficie evitando así afectar la estabilidad de la estructura superficial.

Los ensayos de simulación de lluvia se realizaron sobre parcelas con y sin cobertura (CC y SC, respectivamente); para ello, previo a la disposición del material vegetal sobre 5 de las 10 parcelas extraídas ([Figura 3.2](#)), el rastrojo fue secado en estufa a 50 °C hasta peso constante, luego cortado y tamizado. Cada parcela “cubierta” recibió 50 g de material vegetal (equivalente a 7110 kg MS ha⁻¹) compuesto por una mezcla de residuos de cosecha de maíz (caña y hojas). La cantidad de material vegetal escogida, respondió a la cantidad promedio de rastrojo recolectada en los muestreos de campo (*Capítulo II*). La malla del tamiz utilizado fue de 4 cm de abertura. La distribución del rastrojo sobre las parcelas se realizó pasados 20 días desde la extracción de las mismas en el campo. El rastrojo de maíz utilizado como cobertura se recolectó en el mismo sitio donde se extrajeron las muestras de suelo.



Figura 3.2. Parcelas con cobertura (CC) y sin cobertura (SC) de rastrojo de maíz (equivalente a 7110 kg MS ha⁻¹) dispuestas en bandejas de plástico en el laboratorio.

Transcurridos 60 días después de la extracción de las muestras, se realizó la aplicación de glifosato sobre todas las parcelas, a razón de 1,6 kg principio activo ha⁻¹. La composición del producto utilizada fue: glifosato 48 g (equivalente a 35,6 % p/v de glifosato ácido), producto comercial: Glifoglex (Gleba S.A), siendo su formulación concentrado soluble. La aplicación se llevó a cabo mediante un aspersor de gota fina y de manera directa sobre las parcelas.

Simulaciones de lluvia

Se realizaron 2 simulaciones de lluvia separadas por un intervalo de 3 meses con el fin de evaluar la dinámica temporal de las propiedades hidrofísicas del suelo y la variabilidad de concentración de glifosato y AMPA tanto en el suelo como en el escurrimiento, percolado y rastrojo. La humedad de las parcelas, previo a los ensayos de simulación, fue de $\approx 0,25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (cc). La temperatura durante este período presentó poca variación siendo en promedio de $20 \text{ }^\circ\text{C}$. El simulador de lluvias utilizado en el laboratorio fue similar al descrito para los ensayos de simulación de lluvias a campo ([Figura 3.3](#)) pero con la introducción de las siguientes modificaciones: el tiempo de simulación fue de 30 min, la intensidad de lluvia se ajustó a 108 mm h^{-1} y la pendiente de cada parcela se fijó en 5 %. En cada evento de lluvia se realizaron determinaciones asociadas propiamente a las simulaciones, al suelo y en el escurrimiento. Para la humectación y las simulaciones de lluvia se utilizó agua destilada. Se determinaron las siguientes variables: Tiempo al inicio del escurrimiento ($I_{e(\text{min})}$) y al inicio de la percolación ($I_{p(\text{min})}$) en minutos, Volumen final del escurrimiento (VFE) (ml) y Volumen final del percolado (VFP) (ml), Concentraciones en suelo y en el escurrimiento de glifosato y AMPA ($[\text{glifosato}_{\text{suelo}}]$, $[\text{glifosato}_{\text{esc}}]$, $[\text{AMPA}_{\text{suelo}}]$, $[\text{AMPA}_{\text{esc}}]$, respectivamente), Concentración de sedimentos (Sed100) ($\text{g } 100 \text{ ml}^{-1}$), Concentración de fósforo reactivo soluble (P-PO_4^-) (P_{esc}), Concentración de fósforo extractable (P_{suelo}).



Figura 3.3. Simulador de lluvia adaptado para la realización del ensayo de dinámica hídrica en el laboratorio sobre parcelas con suelo no disturbado.

Respecto a la disposición del simulador, el mismo fue colocado sobre una mesa con un hueco central (Figura 3.3) lo cual permitía la caída de las gotas sobre la parcela. Para evitar la pérdida de material por salpicadura se dispuso por encima y rodeando a cada una de las parcelas, un plástico de 7 cm de alto (Figura 3.4).



Figura 3.4. Parcela al momento del ensayo de simulación de lluvia. Detalle de protección contra salpicadura.

Evaluaciones post-ensayo de simulación de lluvia

Finalizados los eventos de simulación de lluvia se procedió a la observación superficial de los monolitos de suelo y posteriormente a la realización de ensayos de infiltración con el fin de evaluar el movimiento de agua dentro de los mismos mediante el empleo del colorante azul brillante. Luego del desmembramiento de cada monolito se realizó la evaluación de las características macro y micromorfométricas de las estructuras edáficas predominantes en cada uno de ellos.

La aplicación de la solución de azul brillante se realizó en la superficie de las parcelas y para favorecer la homogeneidad en el ingreso del colorante al suelo, previo a la aplicación del mismo, se cubrió la superficie de las parcelas con un nylon el cual fue retirado al completar el volumen total de solución a aplicar (Figura 3.5). En el caso de las parcelas “cubiertas”, previo a la aplicación del colorante se retiró la vegetación. Se probaron diferentes concentraciones de tinción: $0,38 \text{ g l}^{-1}$; $0,5 \text{ g l}^{-1}$ y 1 g l^{-1} . Finalmente, la concentración utilizada fue de 1 g l^{-1} . La carga hidráulica utilizada en todos los casos fue de 4 cm. Previo al ensayo de coloración, las parcelas fueron llevadas a capacidad de campo.



Figura 3.5. Aplicación de la solución de azul brillante sobre una parcela con suelo sin disturbar con el objetivo de evaluar el ingreso, el movimiento del agua dentro del monolito y las estructuras edáficas presentes.

Finalizado el ensayo de tinción, se procedió a la selección e identificación de los diferentes tipos y clases de estructuras edáficas predominantes en cada uno de los monolitos (Figura 3.6). Para ello, cuidadosamente se separó el suelo contenido en cada parcela y luego, cada monolito, se desagregó a mano respetando sus planos naturales. Esto se hizo con un contenido hídrico inferior a capacidad de campo. La clasificación de las estructuras se llevó a cabo teniendo en cuenta los siguientes parámetros: densificación, tipo-clase y grado, profundidad a la que se hallaba, porosidad visible, abundancia y disposición de raíces. Este procedimiento es visual y comparativo. Las estructuras identificadas se denominaron como: laminares (L), laminares débiles (LD) y no laminares (NL). Estas últimas, en general se correspondieron a estructuras densificadas. Además, a cada una de ellas se les realizó la caracterización macro y micromorfológica, se les determinó estabilidad estructural (EE) (Le Bissonnais, 1996) y contenido de carbono orgánico (CO) (Walkley y Black, 1934). A su vez, se estableció un ranking de frecuencia de aparición de las estructuras laminares conforme a la profundidad a la que se encontraban, así se estableció 1, cuando en superficie había LD o no había L; 2, cuando las L se encontraban a profundidades entre la superficie y 4 cm y 3, cuando las L aparecían a más de 4 cm de profundidad. Es decir que el valor más bajo se le da a la condición estructural más favorable para la dinámica hídrica, dentro de las condiciones detectadas, dado que estas estructuras pueden reducir la infiltración del suelo (Sasal, 2012).



Figura 3.6. Monolitos de suelo luego de ser separados de las parcelas metálicas y teñidos con el colorante azul brillante para la evaluación del movimiento del agua dentro del monolito mediante observación directa.

Para la caracterización micromorfométrica de los diferentes tipos de estructuras, las mismas fueron secadas al aire (3 meses) e impregnadas con resina sintética de tipo poliéster. Se prepararon cortes delgados de 12 cm^2 ($4 \times 3 \text{ cm}$) con un espesor aproximado de $30 \mu\text{m}$. Estos cortes fueron analizados por microscopía óptica en luz transmitida y polarizada (LPP: luz polarizada plana; LPX: luz con polarizadores cruzados) con un equipo Leica Wild MZ8. Cada corte delgado fue digitalizado mediante un cámara Cannon Powershot S3IS 6MP, acoplada al software Image Capturec. En cada uno de ellos, se seleccionaron y digitalizaron cuatro regiones equidimensionales (dos superiores y dos inferiores) (magnificación del objetivo del microscopio 0,63X; resolución: $15,9 \mu\text{m}/\text{pixel}$), evitando los bordes donde pudiese haber ocurrido rupturas de la muestra. Así, de acuerdo con Rasa *et al.* (2012) se evitó también contabilizar el efecto de la superficie del suelo (2 mm), donde la rugosidad y las micropendientes afectan la cuantificación de diversos parámetros de área y forma de poros. Luego de obtenidas las imágenes, estas se transformaron a escala de grises (0-255, 8 bit), seleccionando únicamente el área central. A partir de esta nueva imagen binarizada, se analizaron los aspectos micromorfométricos de la porosidad mediante el programa JMicro Vision v 1.2 (Roudit, 2008). Tomando en cuenta los procedimientos de selección de área se logró que el umbral más frecuentemente elegido (150) para separar poros de la matriz del suelo no variara en más de 2 unidades de grises. La elección de este umbral se corroboró en cada muestra por inspección visual. El mismo se encontró cercano al punto de inflexión de la curva espectral de la imagen. De esta forma se obtuvo el porcentaje del área de poros $>50 \mu\text{m}$ de la imagen ($\text{PI}>50 \mu\text{m}$).

El trabajo efectuado se centró en el análisis de los mesoporos $50\text{-}300 \mu\text{m}$ y macroporos $300\text{-}3000 \mu\text{m}$, ya que estos son responsables del movimiento de aire, agua y

crecimiento radical (Greenland, 1977). Además, se analizó la distribución por tamaño de $P > 50 \mu\text{m}$, subdividiendo a los mismos en las siguientes categorías: 50-100 μm , 100-200 μm , 200-4000 μm , 400-800 μm , 800-1000 μm y 1000-3000 μm (Morrás *et al.*, 2008; Fernández *et al.*, 2012). Sumado a esto se discriminaron los poros de acuerdo a su forma, la cual fue expresada por la relación área/perímetro² (A/Pe^2), subdividiéndose esta en tres grupos: redondeados ($A/Pe^2 > 0,04$); irregulares ($0,015 < A/Pe^2 < 0,04$) y elongados ($A/Pe^2 < 0,015$). Por último, con este mismo programa se obtuvo la porosidad total según la orientación de los poros. Para ello, se decidió establecer tres grandes categorías de orientación angular: poros horizontales: 0-30 °/150-180 °, poros de ángulo intermedio: 30-60 °/120-150 ° y poros verticales 60-120 °. Para evaluar los patrones de orientación principal de los poros se utilizó la técnica RIMPAS (Fuentes y Favret, 2002) considerando los ajustes y automatización de los procedimientos según Kraemer *et al.* (2016). Esta técnica se realizó con las mismas imágenes obtenidas de los cortes delgados siendo el paso de la rotación de 1°. Para realizar la comparación de la orientación de poros obtenidos se normalizaron los valores de cada estructura.

Ensayos de incubación de distintos tipos y grados de estructuras para la determinación de la actividad microbiológica

3.1.2 Ensayo 2. Actividad microbiológica en diferentes tipos y grados de estructuras edáficas

Para estudiar la incidencia de la estructura edáfica en la actividad microbiológica (AM) se trabajó con muestras disturbadas y sin disturbar. Para ello, se seleccionaron muestras no disturbadas de distintos tipos de estructuras (laminares -L y no laminares -NL) con diferentes grados para las estructuras laminares (débil -LD y fuerte -L) y se le asoció su muestra disturbada. El muestreo se realizó a campo a escala de lote en las cercanías de los sitios en los que se extrajeron las parcelas metálicas mencionadas en el ensayo anterior, siguiendo el protocolo utilizado para los muestreos de estabilidad estructural. En el laboratorio se procedió a examinar y seleccionar cuidadosamente las diferentes estructuras. Se seleccionaron un total de 24 terrones con estructuras LD, L y NL. En cada terrón de los diferentes tipos de estructuras, se procedió de la siguiente manera: se cortó cuidadosamente una porción en forma de cubo (en adelante muestra estructural ME) y el resto se disturbó (en adelante muestra disturbada MD), de manera de obtener pares de muestras con grados contrastantes de alteración estructural. A su vez, para la evaluación del efecto de la humedad del suelo en cada ME y MD sobre la AM, se establecieron dos condiciones de humedad: 30 y 330 cm de columna de agua (cca) en olla de presión ([Figura 3.7](#)).



Figura 3.7. Muestras estructurales (ME) dispuestas en placa porosa previo a ser ingresadas a la olla de presión para luego ser incubadas.

Una vez homogeneizada la humedad, las muestras fueron incubadas a 25 °C durante 55 días junto a un vial con NaOH 1N (Hidróxido de sodio). Luego de 5 días y cada 10 días, desde el inicio de la incubación, se calculó la AM mediante titulación del NaOH con HCL 1N (Ácido clorhídrico) (Guerrero-Ortiz *et al.*, 2012). Las variables que se determinaron fueron: CO₂ mg g de tipo de estructura⁻¹, EE y CO de cada muestra. Asociado a la incubación de las ME, a cada una de ellas se le determinó la curva de retención hídrica a través de la olla de presión (Richards, 1965). La saturación de estas se realizó mediante capilaridad. Respecto al contenido de agua en equilibrio para cada muestra se obtuvo mediante desecamientos sucesivos a diferentes presiones, siendo los puntos utilizados 10, 30, 60, 100, 330, 1000, 3000 y 15000 cca. Los valores obtenidos se ajustaron al modelo de retención hídrica de van Genutchen (1980) mediante la ecuación (6), considerando la restricción $m= 1-1/n$ (Mualen, 1986). Este procedimiento fue realizado mediante el programa RETC (van Genutchen *et al.*, 1991).

$$\theta_g = (\theta_{gs} - \theta_{gr}) [1 + (\alpha h)]^{-m} + \theta_{gr} \quad h \geq 0$$

(6)

Dónde: θ_g es el contenido de agua gravimétrica; θ_{gs} es el contenido de agua gravimétrica en saturación; θ_{gr} es el contenido de agua gravimétrica residual; h es el potencial mátrico en cm de columna de agua, mientras que α , m y n son parámetros empíricos de ajuste de la CRH.

El cálculo de la DAP y volumen de cada muestra se realizó mediante la metodología de plastic bag (Boivin *et al.*, 1990).

3.1.3 Ensayo 3. Actividad microbiológica y características hidrofísicas y químicas de distintos tipos y grados de estructuras edáficas con aplicación de glifosato

Este ensayo se realizó conforme a los resultados obtenidos en el *Ensayo 2* y en el *Capítulo II*. El objetivo fue evaluar y dilucidar si el tipo y grado de estructura edáfica interviene o no en la degradación de glifosato a AMPA. Las variables respuestas medidas fueron: actividad biológica -principal vía de transformación del glifosato- y concentración de glifosato y AMPA. Para ello, una vez finalizados los ensayos de simulación de lluvia se seleccionaron muestras del suelo contenido en las parcelas para su posterior incubación. Al igual que en el ensayo anterior, se trabajó con 3 tipos de ME: LD, L y NL.

Sin embargo, en este caso se procedió a la incorporación de glifosato en los mesoporos, ya que a través de ellos ocurre el movimiento del herbicida. Por lo cual, a partir de los cálculos de porosidad de cada ME se estabilizó el contenido hídrico en cada ME saturando los microporos mediante la aplicación de agua destilada con micropipeta y luego se aplicó glifosato hasta ocupar el volumen total de los mesoporos. La incorporación del herbicida en este tamaño de poros se fundamenta en la técnica propuesta en Juárez *et al.* (2013). Previo a la aplicación del producto, se homogeneizó la humedad de las muestras ME en estufa de 40 °C durante 1 hora. La concentración utilizada fue de 1,6 kg principio activo ha⁻¹, lo cual es equivalente a lo aplicado en la zona de estudio durante un año. El producto comercial es el mismo que se utilizó para el *Ensayo 1*. Posteriormente las muestras fueron incubadas a 25 °C durante 50 días. Pasados los primeros 3 días desde el inicio de la incubación, en cada frasco se incorporó un tubo de ensayo con 3 ml de agua destilada con el propósito de mantener la humedad constante en la atmósfera lindante de las ME (Figura 3.8). La determinación sobre la AM se realizó a los 3, 7 y cada 10 días desde el inicio de la incubación.



Figura 3.8. Muestras estructurales (ME) preparadas para incubar junto al vial de NaOH y al tubo de ensayo con agua destilada para mantener la humedad constante.

La variable determinada durante el tiempo de incubación fue CO₂ mg g de tipo de estructura⁻¹, mientras que al finalizar dicho periodo se determinó glifosato (μg kg⁻¹) y AMPA (μg kg⁻¹) con HPLC (Nedelkoska y Low, 2004), CO (Walkley y Black, 1934) y EE (Le Bissonnais, 1996).

Análisis estadístico

La exploración de datos se realizó con R. Asimismo, para la exploración de las relaciones, tendencias y distribuciones de las variables medidas en cada uno de los experimentos, se utilizaron métodos gráficos y numéricos. En el primer caso se utilizaron matrices de dispersión e histogramas y en el segundo se calculó el coeficiente de Pearson (r), su significancia y los intervalos de confianza. Primero se identificaron aquellas variables redundantes, las cuales fueron excluidas del análisis estadístico (Ver ANEXO 2, apartado 1). Previo al ANVA se realizó la corroboración de los supuestos de normalidad, homogeneidad de varianzas e independencia. El supuesto de normalidad se testeó mediante la prueba de Shapiro-Wilks a partir de los residuos, el supuesto de homogeneidad de varianza mediante la prueba de Levene y el de independencia por observación gráfica. Las variables que no cumplieron con alguno de los supuestos fueron transformadas, esto dependió de las características y naturaleza de cada variable. En el caso del *Ensayo 3*, dado el nivel exploratorio e inicial del estudio el análisis estadístico quedó limitado a un análisis descriptivo de las variables.

Se construyeron modelos de regresión múltiple, para establecer la relación entre las variables VFE y Sed100 conforme a la EE y CO. Para ello en primer lugar se construyeron regresiones de manera independiente al estado de cobertura y luego incorporando si las parcelas estaban o no cubiertas. La selección de modelos se realizó conforme al criterio de maximización de R^2 ajustado (R^2_{ajus}).

El análisis de comparaciones de medias se realizó mediante la implementación del test de Fisher. Se trabajó con un 95 % de confianza. Así, tanto la corroboración de supuestos, el ANVA y el análisis de comparaciones múltiples se realizó mediante el empleo de InfoStat.

3.2 RESULTADOS

3.2.1 Ensayo 1. Simulación de lluvia en microparcels con suelo no disturbado: Análisis de la dinámica hídrica transporte de sedimentos, glifosato y AMPA

3.2.1.1 Dinámica hídrica, concentración de sedimentos y de glifosato y AMPA

Se realizaron 20 simulaciones de lluvias en dos fechas de muestreo, siendo 10 en parcelas con CC y 10 SC. Los pesos de las parcelas, previo a los ensayos de simulación, oscilaron entre 4,91 y 7,07 kg. La DAP promedio fue de 1 t m^{-3} .

Los VFE y VFP promedios, en 30 minutos, fueron de $1456 \pm 182,27 \text{ ml}$ y de $155 \pm 188,64 \text{ ml}$, respectivamente. Los tiempos mínimos y máximos de $I_{e(\text{min})}$ fueron 0,01 y 2,33 minutos, mientras que los correspondientes a percolación fueron 0,1 y 25 minutos. El valor promedio de Sed100 fue de $0,99 \pm 0,74 \text{ g } 100 \text{ ml}^{-1}$. Los valores de $[\text{glifosato}_{\text{esc}}]$ y $[\text{AMPA}_{\text{esc}}]$ oscilaron entre 3,12 y 44,64 $\mu\text{g l}^{-1}$ para el primero y entre 0,10 y 92,50 $\mu\text{g l}^{-1}$ para el segundo. El valor promedio de P_{esc} (P-PO_4^-) fue de 1,6 ppm y mientras que en el suelo de 8 ppm.

En general las variables analizadas cumplieron con los supuestos de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia. El VFP no cumplió con el supuesto de normalidad, por lo cual se transformó a Log10.

A modo de resumen, en la [Tabla 3.1](#) se presenta el ANVA de las variables: VFE, VFP, $I_{e(\text{min})}$ e $I_{p(\text{min})}$, $[\text{glifosato}_{\text{esc}}]$, $[\text{AMPA}_{\text{esc}}]$ y Sed100 conforme a la fecha del ensayo de simulación de lluvia (F), al estado de cobertura vegetal superficial (C) e interacción de ambas variables explicativas (F*C).

Tabla 3.1. Análisis de la varianza para las variables: *Volumen final de escurrimiento* (VFE) (ml), *Volumen final de percolación* (VFP) (ml), *Tiempo de inicio del escurrimiento* ($I_{e(\min)}$) y de *percolación* ($I_{p(\min)}$) en minutos, *Concentración de glifosato y AMPA en el escurrimiento* ($[glifosato_{esc}]$ y $[AMPA_{esc}]$, respectivamente) ($\mu g l^{-1}$) y *Concentración de sedimentos* (Sed100) ($g 100 ml^{-1}$) en función de la fecha del ensayo de simulación (F), cobertura (C) y la interacción entre ambas variables explicativas (F*C). Se detalla el valor estadístico F y P. Los asteriscos representan: *** $P \leq 0,001$; ** $P \leq 0,01$; * $P \leq 0,05$, ns: no significativo.

	<i>FECHA (F)</i>		<i>COBERTURA (C)</i>		<i>F*C</i>	
	F	P	F	P	F	P
VFE (ml)	0,22	ns	3,44	ns	0,11	ns
VFP (ml)	3,89	ns	18,1	***	0,17	ns
$I_{e(\min)}$	3,65	ns	0,10	ns	4,3	*
$I_{p(\min)}$	0,42	ns	11,09	**	1,26	ns
$[glifosato_{esc}] (\mu g l^{-1})$	30,2	***	17,27	***	6,27	*
$[AMPA_{esc}] (\mu g l^{-1})$	45,29	***	0,0002	ns	0,01	ns
Sed100 ($g 100 ml^{-1}$)	6,44	*	48,36	***	3,12	ns

Dinámica hídrica

El VFE no mostró diferencias estadísticas para los factores estudiados (Tabla 3.1). Sin embargo, las parcelas SC presentaron una tendencia a generar mayor VFE que las parcelas CC (1529,70 vs 1381,40 ml; respectivamente) (Figura 3.9a). A su vez, esta variable se comportó de manera similar entre fechas, siendo en promedio de 1437 ml para la *fecha 1* y 1474 ml en la *fecha 2* (Figura 3.9b).

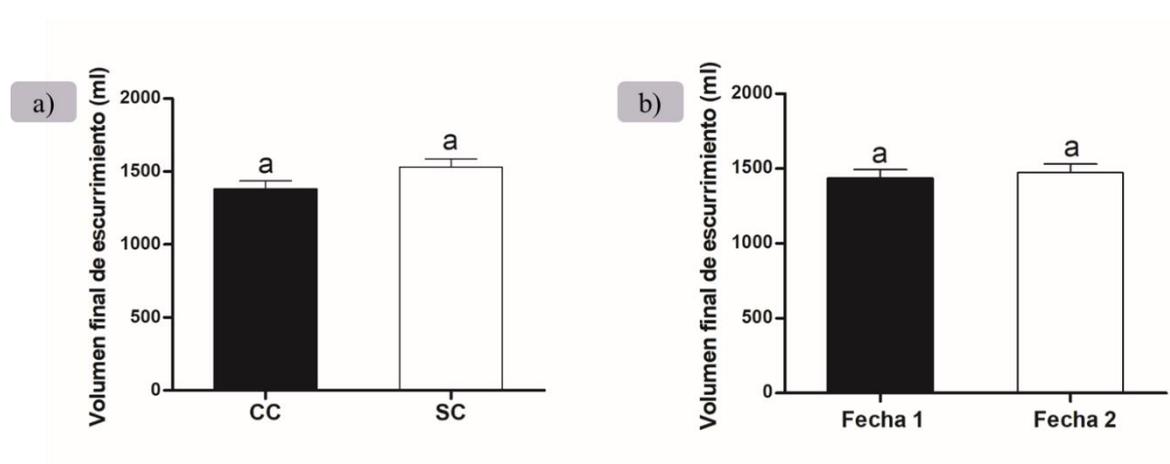


Figura 3.9. Volumen final de escurrimiento (VFE) (ml) en función **a)** de la cobertura (CC: con cobertura y SC: sin cobertura) y **b)** de la fecha de simulación de lluvia (F). Las barras corresponden a los valores de

desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas entre factores ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

Para la variable VFP, el análisis estadístico se realizó con los valores transformados (Log10), mientras que las figuras se confeccionaron con los valores sin transformar. El factor cobertura presentó diferencias estadísticamente significativas ($P \leq 0,001$), mientras que no se hallaron diferencias para la fecha de simulación ni para la interacción de los factores analizados (Tabla 3.1). Al realizar el análisis de comparaciones de medias, las parcelas CC se diferenciaron estadísticamente de las SC, con un mayor volumen de percolación (259,40 y 50,75 ml, respectivamente) (Figura 3.10a). Respecto a la *fecha de simulación*, en el segundo evento el VFP fue numéricamente mayor (Figura 3.10b), esto posiblemente este asociado a la formación de flujos preferenciales por efecto de las secuencias humedecimiento-deseccamiento.

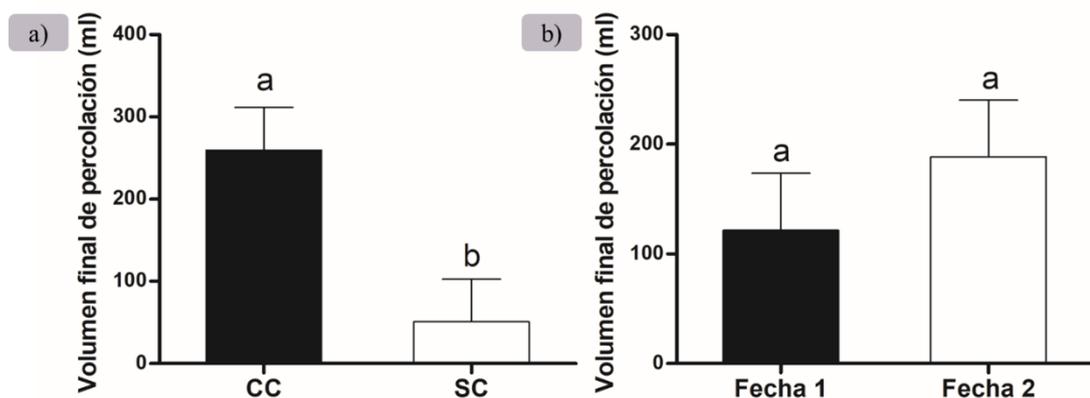


Figura 3.10. Volumen final de percolación (VFP) (ml) en función **a)** de la cobertura (C) (CC: con cobertura y SC: sin cobertura) y **b)** de la fecha de simulación de lluvia (F). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas entre factores ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

El $Ie_{(min)}$ mostró diferencias para la interacción de los factores ($F * C$) ($P \leq 0,05$). Tal como se muestra en la Figura 3.11a, las parcelas SC presentaron diferencias entre *fechas* (Fecha 1: 0,21; Fecha 2: 1,26; $\pm 0,26$ min), no así las parcelas CC (Fecha 1: 0,67; Fecha 2: 0,63; $\pm 0,26$ min). Respecto al $Ip_{(min)}$, mostró diferencias estadísticas ($P \leq 0,01$) para el factor *cobertura* (Tabla 3.1). El $Ip_{(min)}$ fue más rápido para aquellas parcelas CC ($2,53 \pm 2$ min) que para las SC ($11,93 \pm 2$ min) (Figura 3.11b). La *fecha de simulación* no mostró diferencias ($P \leq 0,05$), siendo de 7,23 min promedio para ambas fechas.

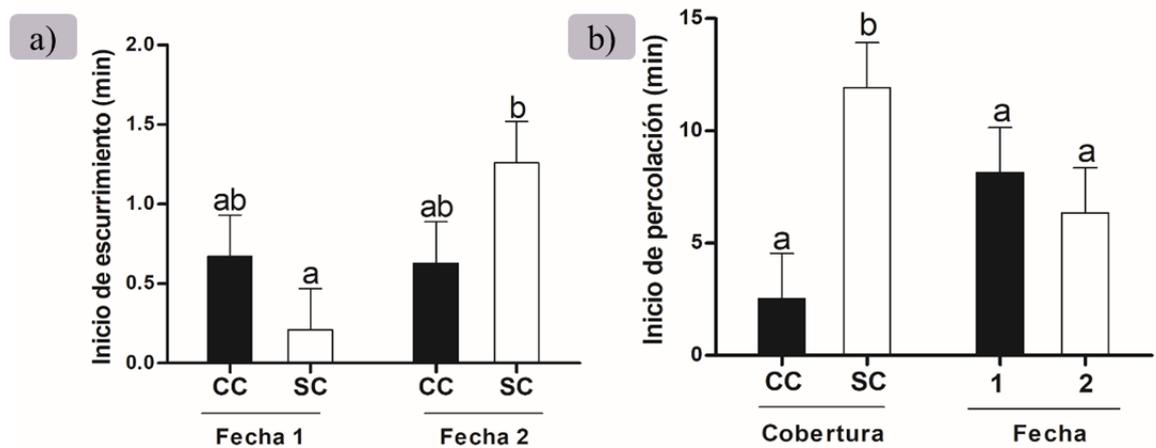


Figura 3.11. a) Tiempo de inicio de escurrimiento ($I_{e(\min)}$) (min) para la interacción (F*C) de los factores fechas de simulación (F) y cobertura (C) (CC: con cobertura y SC: sin cobertura); **b)** Tiempo de Inicio de percolación ($I_{p(\min)}$) (min) para cada uno de los factores evaluados. Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas corresponden en a) a las diferencias estadísticas para la interacción F*E, mientras que en b) a las diferencias estadísticas para los factores individuales ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

Concentración de sedimentos

La concentración de sedimentos (Sed100) ($\text{g } 100 \text{ ml}^{-1}$) presentó diferencias estadísticamente significativas para los dos factores analizados: *cobertura* ($P=0,0001$) y *fecha de simulación* ($P=0,021$) (Tabla 3.1). Las parcelas SC presentaron mayor Sed100 que las CC (1,58 y 0,42 $\text{g } 100 \text{ ml}^{-1}$, respectivamente). En la *fecha 1*, la Sed100 fue 1,21 $\text{g } 100 \text{ ml}^{-1}$ y en la *fecha 2* de 0,79 $\text{g } 100 \text{ ml}^{-1}$ (Figura 3.12).

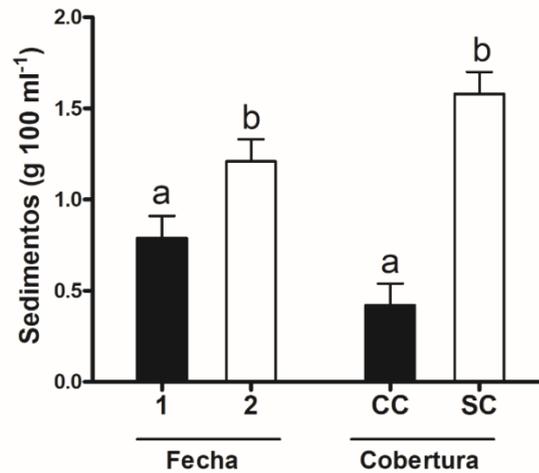


Figura 3.12. Concentración de sedimentos (Sed100) (g 100 ml⁻¹) para los factores fechas de simulación (F) y cobertura (C) (CC: con cobertura y SC: sin cobertura). Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para los factores individuales ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

Concentración de glifosato y AMPA

Los valores iniciales de las concentraciones de glifosato ([glifosato]) y AMPA ([AMPA]) tanto en suelo como en el rastrojo se muestran en la [Tabla 3.2](#). Entre la aplicación de glifosato y la primera simulación de lluvias pasaron 30 días y entre esta y la segunda simulación 84 días.

Tabla 3.2. Concentraciones iniciales promedio de glifosato y AMPA en suelo y en el rastrojo ($\mu\text{g kg}^{-1}$) previo a cada simulación de lluvia según la cobertura (CC: con cobertura y SC: sin cobertura) luego de 30 y 84 días, lapsos correspondientes a las fechas 1 y 2 de ensayos de simulación de lluvia después de la aplicación de glifosato.

	<i>Fecha 1 (30 días)</i>		<i>Fecha 2 (84 días)</i>	
	<i>CC</i>	<i>SC</i>	<i>CC</i>	<i>SC</i>
<i>Suelo</i>				
Glifosato($\mu\text{g kg}^{-1}$)	259925,52		151,65	180,53
AMPA($\mu\text{g kg}^{-1}$)	463,64		3668,79	4137,59
<i>Rastrojo de maíz</i>				
Glifosato($\mu\text{g kg}^{-1}$)	2444,29	-	604,79	-
AMPA($\mu\text{g kg}^{-1}$)	348,83	-	31690,81	-

La concentración de glifosato en el suelo se redujo un 94 %, mientras que la concentración de AMPA tuvo el comportamiento inverso, es decir se detectó un incremento del metabolito producto de la transformación de la molécula de glifosato. Asimismo, en la segunda *fecha de simulación* de lluvia, las parcelas *CC* presentaron menor concentración en el suelo tanto de glifosato como de AMPA respecto a las parcelas *SC*. En el rastrojo de maíz, se registró una reducción de la concentración de glifosato entre fechas y un aumento de AMPA (Tabla 3.2).

En el escurrimiento, la [glifosato_{esc}] arrojó diferencias significativas para la interacción de los factores *F*C* ($P \leq 0,05$) mientras que la [AMPA_{esc}] lo hizo para el factor *fecha de simulación* ($P \leq 0,0001$) (Tabla 3.1). En la *fecha 1*, las parcelas *CC* presentaron mayor [glifosato_{esc}] que aquellas parcelas *SC* (36,17; 14,02 $\mu\text{g l}^{-1}$ respectivamente). Sin embargo, para la *fecha 2* no se hallaron diferencias significativas entre parcelas cubiertas (9,57 $\mu\text{g l}^{-1}$) y no cubiertas (4,08 $\mu\text{g l}^{-1}$) (Figura 3.13a). Respecto al AMPA, la concentración detectada en la *fecha 1* (8,05 $\mu\text{g l}^{-1}$) fue menor que en la *fecha 2* (59,90 $\mu\text{g l}^{-1}$). El factor *cobertura* no afectó la concentración de este metabolito en el escurrimiento (Figura 3.13b).

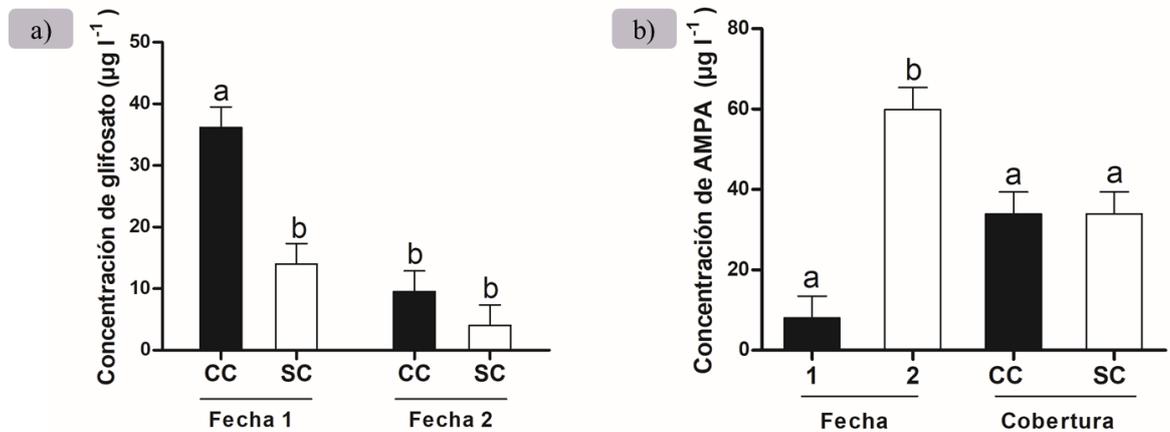


Figura 3.13. a) Concentración de glifosato [glifosato_{esc}] ($\mu\text{g l}^{-1}$) para la interacción entre las variables explicativas fecha de simulación (F) y cobertura (C) (CC: con cobertura y SC: sin cobertura) (F*C) y b) Concentración de AMPA [AMPA_{esc}] ($\mu\text{g l}^{-1}$) para los factores individuales, halladas en el escurrimiento. Las barras corresponden a los valores de desvío estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas en a) para la interacción F*C y en b) para los factores individuales ($P \leq 0,05$; LSD – Fisher).

3.2.1.2 Evaluaciones post-ensayo de simulación de lluvia

Previo a la tinción y rotura de los monolitos de suelo para la evaluación del movimiento del agua dentro de los mismos e identificación y selección de las estructuras edáficas se caracterizó la superficie de las parcelas. Así se observó que las parcelas *SC* poseían pequeños cráteres en superficie (Figura 3.14) producto del impacto de la gota de lluvia, mientras que aquellas parcelas *CC* no los tenían. No obstante, en todos los casos se observó costra superficial de espesor variable, siendo en general delgada.



Figura 3.14. Detalle de los pequeños cráteres superficiales favorecidos por el impacto de la gota de lluvia luego de los ensayos de simulación de lluvia en las parcelas sin cobertura (*SC*).

Respecto a la tinción con azul brillante, en la mayoría de las parcelas se observó que el colorante sólo penetró hasta los primeros milímetros del estrato superficial del suelo por la alta frecuencia de aparición de los diferentes tipos de estructuras laminares (Figura 3.15a y b). Sin embargo, en casos puntuales tal como se observa tanto en la Figuras 3.15c y d, el colorante avanzó, en el primer caso por un poro radicular y en el segundo a través de algunos poros de las estructuras laminares.

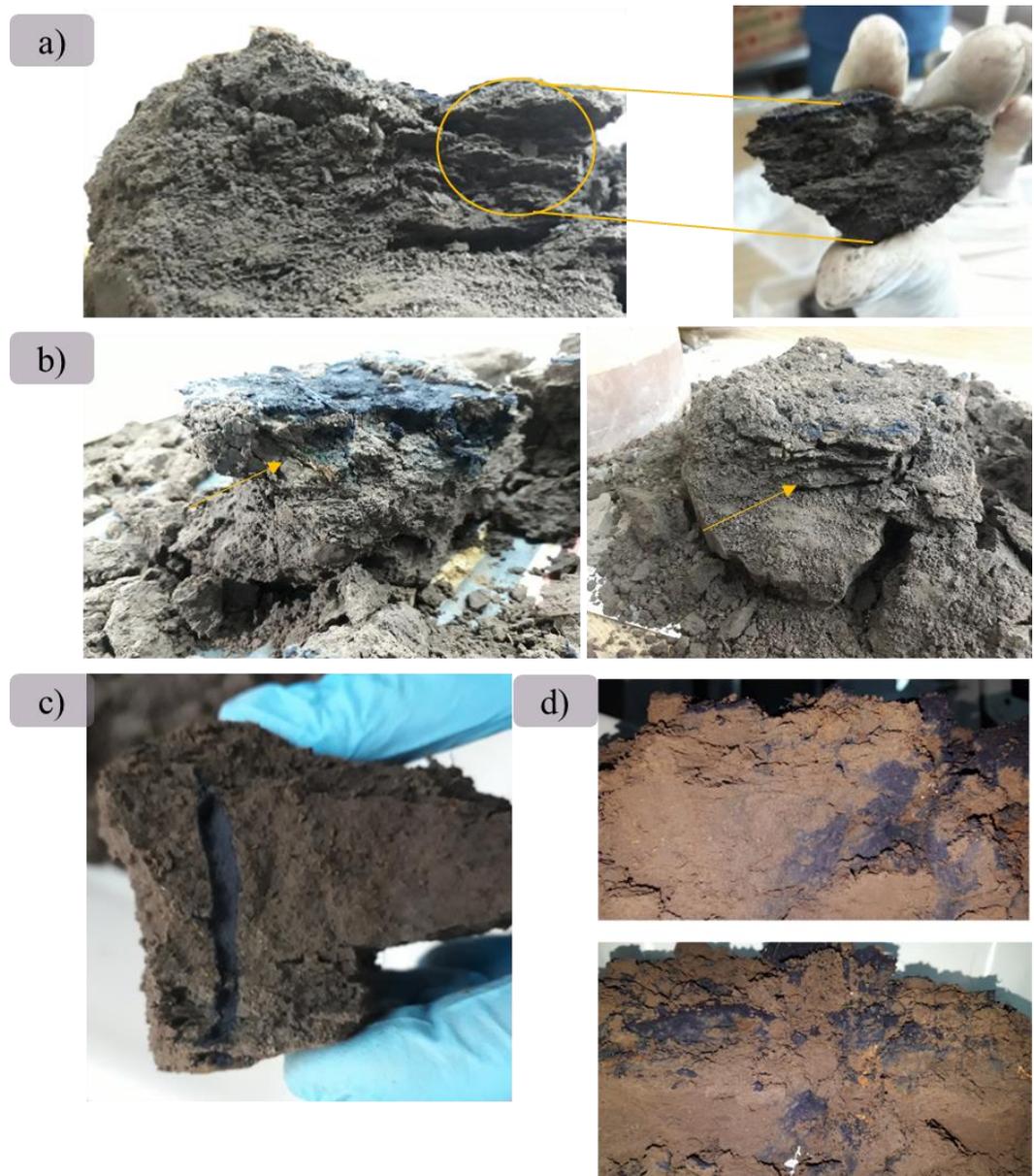


Figura 3.15. a) Estructuras laminares (L) debajo de la acumulación del colorante en superficie, b) Detalle del colorante sobre la superficie del suelo; c) Poro radicular teñido de azul brillante; d) Estructuras laminares teñidas de azul.

La descripción de los diferentes tipos y grados estructurales edáficos identificados y seleccionados de los monolitos utilizados en el ensayo de simulación de lluvia se presentan en la [Tabla 3.3](#).

Tabla 3.3. Identificación de *estructuras* en cada una de las parcelas expuestas a ensayos de simulaciones de lluvias a una intensidad de 108 mm h⁻¹ y pendiente 5 %. *Referencias:* Cobertura (CC: con y SC: sin cobertura); Tipo: estructura predominante; Profundidad a la que se hallaba cada tipo de estructura.

<i>Parcela</i>	<i>Cobertura</i>	<i>Tipo</i>	<i>Grado</i>	<i>Profundidad</i>	<i>Consistencia en húmedo</i>
	<i>CC/SC</i>				
1	SC	Laminar No Laminar	Débil Densificado	Superficie 3-5 cm	Friable Muy firme
2	CC	Laminar Laminar No Laminar	Débil Fuerte Densificado	Superficie 3-5 cm Debajo de 5 cm	Friable Firme Firme
3	SC	Laminar Laminar	Débil Fuerte	Superficie 3-10 cm	Friable Firme
4	SC	Laminar	Fuerte	Desde la superficie	Friable
5	CC	Laminar No Laminar	Débil Densificado	Superficie 4-10 cm	Friable Muy firme
6	SC	Laminar Laminar	Débil Fuerte	Superficie Debajo de 4 cm	Friable Friable
7	SC	Laminar Laminar	Débil Fuerte	Superficie 3 -5 cm	Firme Muy firme
8	SC	Laminar No Laminar	Fuerte Muy fuerte	Superficie 4-10 cm	Muy firme Muy firme
9	CC	Laminar No laminar	Débil Muy fuerte	Superficie Debajo de 5 cm	Muy firme Muy firme
10	CC	Laminar No Laminar	Débil Fuerte	Superficie Debajo de 6 cm	Muy firme Muy firme

En general, el tipo de estructura predominante en el estrato superficial de las parcelas estudiadas fue laminar débil. En profundidad, la frecuencia de aparición y predominancia de las *L* y *NL* es variable, pues no siguen un patrón. Asimismo, en aquellas parcelas con predominancia de estructuras *L* predominaron solo raíces en sentido horizontal, mientras que en aquellas con estructuras *LD* también se hallaron raíces atravesando las mismas.

A continuación, se detalla la descripción macro y microscópica y micromorfométrica de los diferentes tipos de estructuras nombrados en la Tabla 3.3.

3.2.1.2.1 Descripción macroscópica, microscópica y micromorfométrica

Descripción macro y microscópica

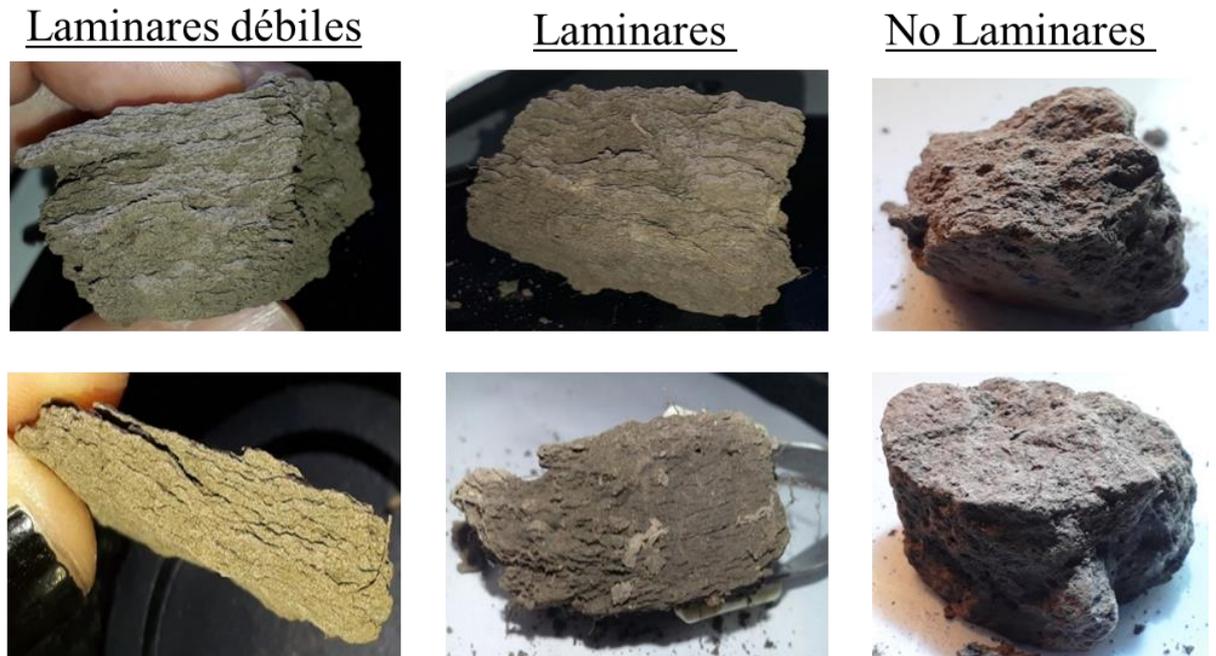
Las *LD* (Figura 3.16 a, b) son agregados de origen antrópico que en general se encuentran en el estrato superficial del horizonte A, normalmente en los primeros 3 cm. Son de tipo laminar de clase fina a media. Respecto al grado de desarrollo, son débiles, se quiebran y separándose sus láminas con facilidad. Rompen en agregados cuyas aristas tienden a ser redondeadas. Poseen poros visibles y se observa actividad biológica (lombrices, gusanos y raíces). Respecto a la abundancia de raíces, normalmente es superior con respecto a *L* y *NL*. Las raíces se ubican en posición intra e inter-agregados; además, se observan tanto en sentido horizontal copiando los poros favorecidos por la estructura laminar, como en sentido vertical atravesando así las laminaciones que conforman este tipo de estructuras.

Las *L* (Figura 3.16 c, d) son agregados también de origen antrópico, las cuales se observan tanto en el estrato superior del horizonte superficial como a profundidades mayores (7-9 cm) del mismo horizonte. De ellas derivan agregados medios cuyo grado de desarrollo es moderado. Son cohesivos tanto en seco como en húmedo. Este tipo de estructura es mucho más densificada que las *LD*. Dado que conservan menos humedad que las *LD*, la actividad biológica es visiblemente menor. Respecto a las raíces, sólo se observan en los poros horizontales.

Las *NL* (Figura 3.16 e, f) son estructuras variadas donde no existen laminaciones y en general se caracterizan por ser masivas. Normalmente están severamente densificadas y mucho más secas que los 2 tipos estructurales anteriores. Se observaron entre los 7-10 cm desde la superficie, sin embargo, también se observaron desde el estrato superior del

horizonte A. Al igual que las anteriores pueden aparecer en combinación con otros tipos de estructuras, siendo lo más frecuente, para los casos evaluados, la secuencia desde superficie *L-NL*. No obstante, se observó perfiles con la secuencia *LD-L-NL*.

a) *Observación macroscópica*



b) *Observación microscópica*



Figura 3.16. a) Observación macroscópica y b) microscópica (X5) de las estructuras laminares débiles (LD), laminares (L) y no laminares (NL).

Asociado a la descripción física y edafológica, se determinó la EE y el CO para las estructuras laminares de manera conjunta (*LD+L*) y no laminares (*NL*). Si bien no se detectaron diferencias significativas para las variables analizadas, las *LD+L* presentaron mayor estabilidad que las *NL* para todos los tratamientos excepto para el DMP_{rep0} , donde el comportamiento fue similar (Figura 3.17a). Respecto al CO, las *LD+L* presentaron una tendencia a valores más altos de CO en comparación con las *NL*, siendo los valores

promedio para las $LD+L$ de 0,97 % y 0,67 % para NL (Figura 3.17b). Según el criterio presentado por Le Bissonnais (1996), los valores promedio de EE (DMP_{prom} : 1,90mm) para las estructuras evaluadas provenientes de las parcelas fueron clasificadas como estables.

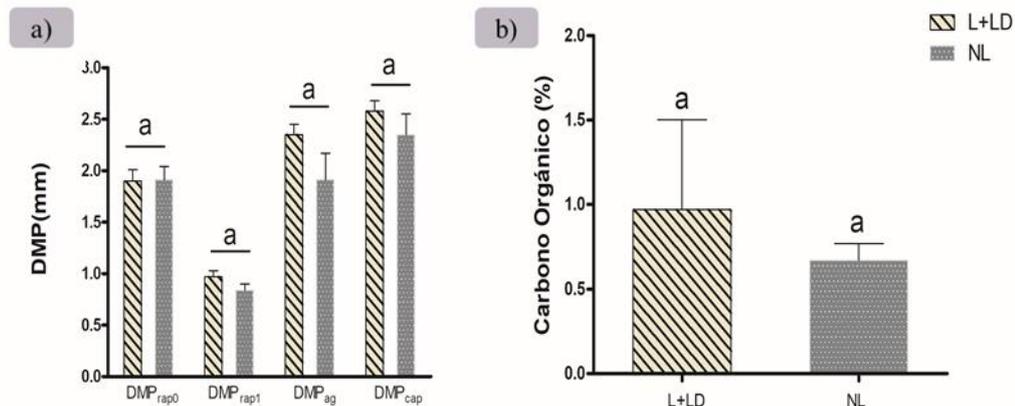


Figura 3.17. a) Estabilidad estructural (EE) (DMP_{mm}) superficial de los diferentes pretratamientos propuestos por Le Bissonnais (1996) (siendo DMP_{rap1} : humedecimiento rápido en 10 minutos; DMP_{ag} : disgregación mecánica; DMP_{cap} : humedecimiento por capilaridad) y por Kraemer *et al.* (2012) (DMP_{rap0} : humedecimiento muy rápido en 10 segundos) y b) Carbono orgánico (%) de las estructuras laminares ($L+LD$) y no laminares (NL). Las barras corresponden a los valores de error estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas para los tipos de estructura ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

Mediante la observación en detalle (Figura 3.16a) se observó que las LD poseen poros de mayor tamaño con más conexiones y en mayor abundancia que en el resto de las estructuras. En las L , los poros tienden a ser de menores tamaños y menos abundantes. Además, la interconexión entre los mismos no es tan clara como sí lo es en las LD . En ambos casos se observaron poros horizontales. Sin embargo, las NL presentaron poros redondeados y escasos.

Descripción micromorfométrica

En concordancia con las descripciones a menor detalle, la evaluación micromorfométrica permitió corroborar que las LD poseen mayor número de poros, de mayor tamaño y con mayor continuidad respecto a las L y NL (Figura 3.18).

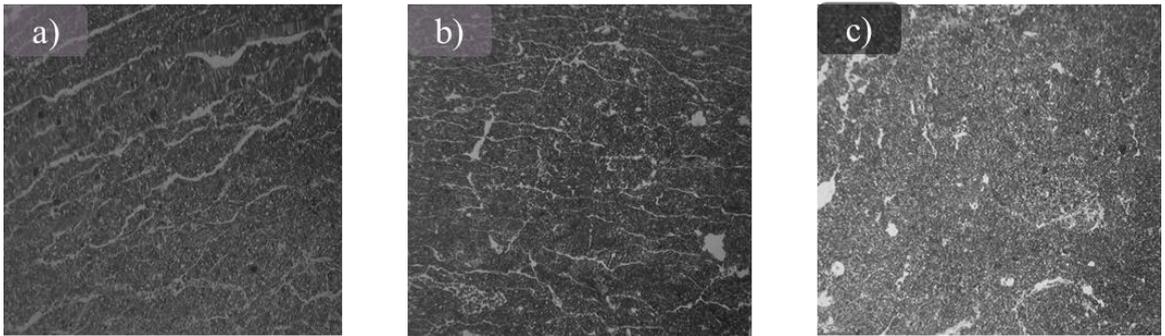


Figura 3.18. Observación micromorfológica (0,63X) de las estructuras **a)** laminares débiles (LD), **b)** laminares (L) y **c)** no laminares (NL).

Distribución de tamaño de poros, forma y orientación

Distribución del tamaño de poros

En las *NL* predominan, en mayor porcentaje, los poros redondeados pequeños (50-100 μm), mientras que en las *L* y *LD* predominan los poros elongados grandes (1000-3000 μm) (Figura 3.19).

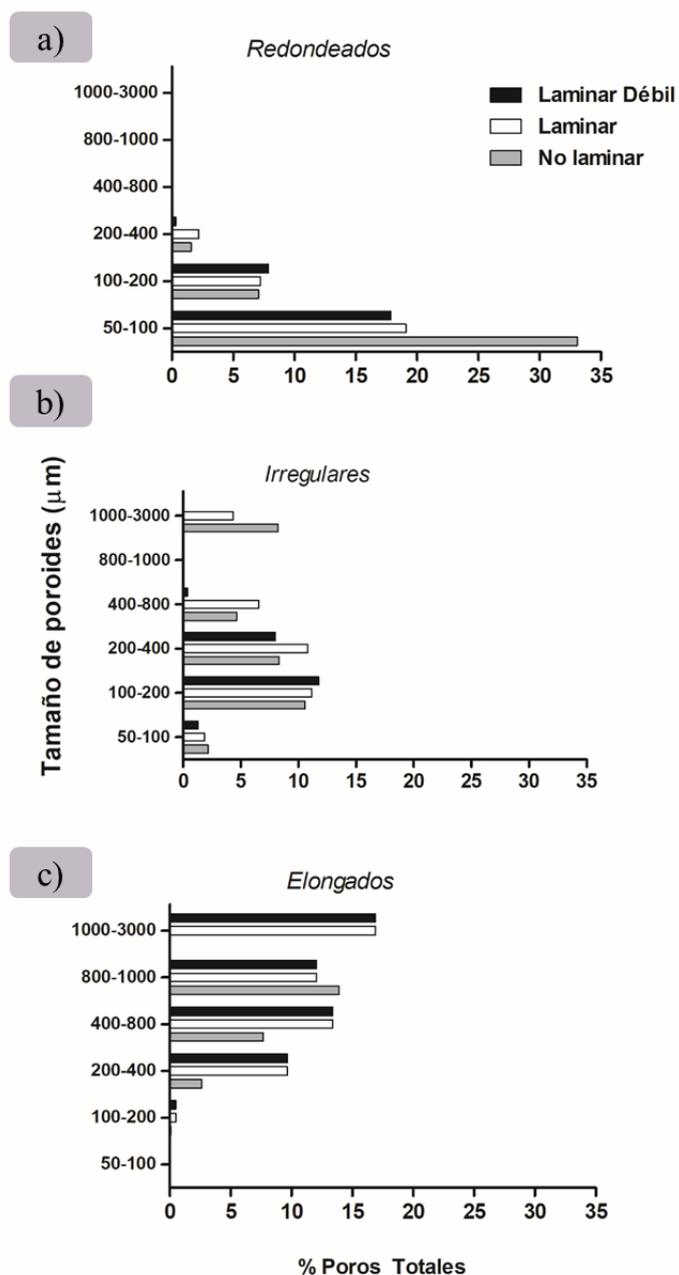


Figura 3.19. Distribución de la frecuencia de tamaños para poros **a)** redondeados, **b)** irregulares y **c)** elongados para las estructuras laminares (L), laminares débiles (LD) y no laminares (NL).

Porosidad total, forma y orientación de los poros

La porosidad total (PT), mayores a 50 µm, obtenida con los valores normalizados, para las *NL* fue de 7,01 % mientras que para las *L* de 20,8 % y las *LD* de 11,4 %. La determinación de la orientación de poros mediante ambas técnicas fue similar en el caso de las *NL* y *LD*, no así para las *L* (Figura 3.20).

Orientación de los poros elongados

Las contribuciones de la orientación de los diferentes poros a la PT se muestran en la [Figura 3.20](#). En las *NL*, los poros horizontales alcanzaron el 40 % de la PT, mientras que los poros intermedios y verticales rondaron en un 30 %. En las *L*, los poros horizontales representaron el 79 % relativo de la PT, mientras que los poros intermedios aportaron 14 % y los verticales no llegaron al 7 %. En las *LD*, los poros horizontales representan aproximadamente el 85 % relativo a la PT, mientras que los medios y los verticales contribuyen en un 10 y 5 %, respectivamente.

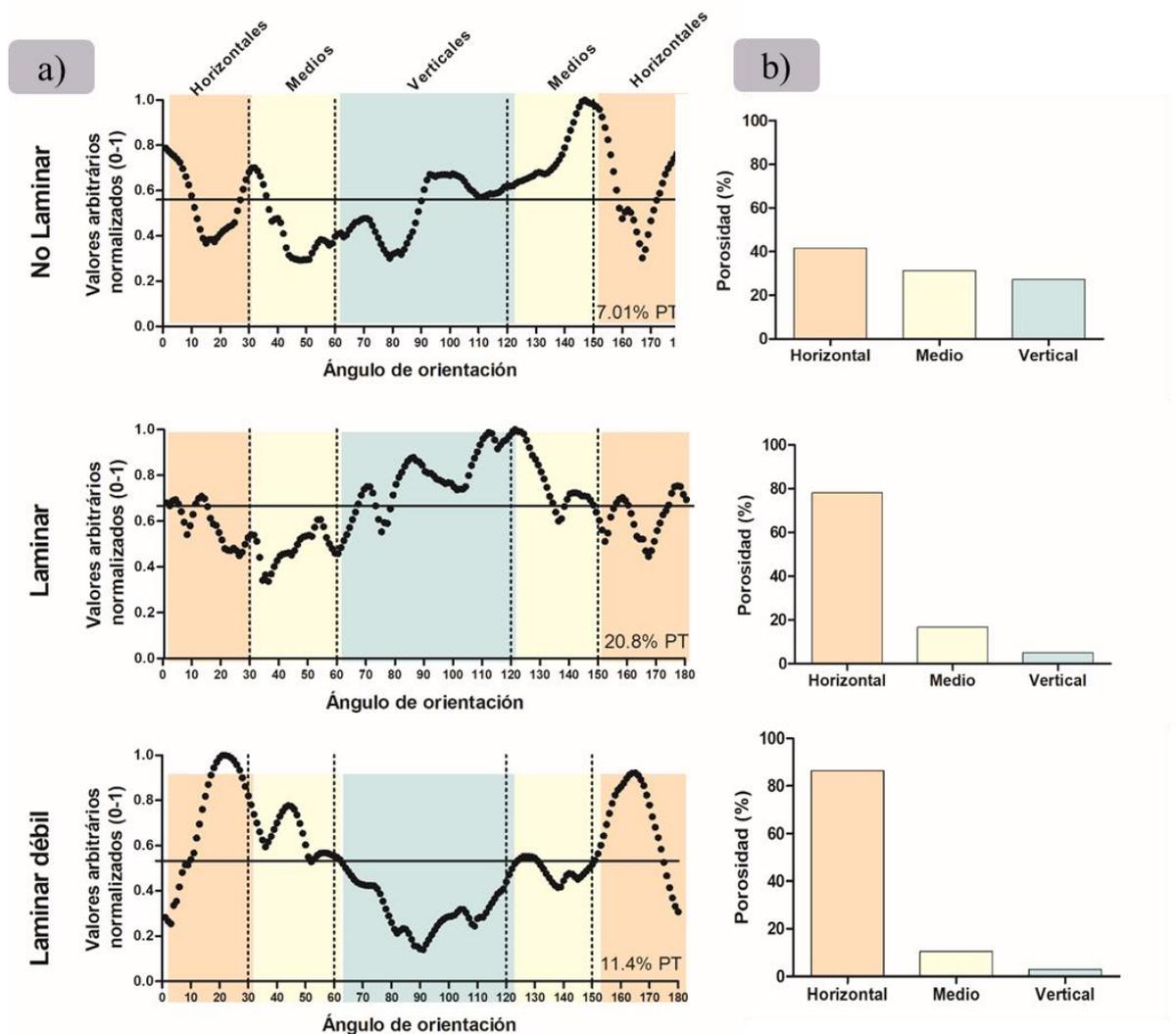


Figura 3.20. Orientación de los poros elongados mediante **a)** el programa JMicro Vision v1.2 y **b)** el método RIMPAS (con ajustes Kraemer *et al.*, 2016) de las estructuras laminares débiles (LD), laminares (L) y no laminares (NL).

Respecto a la relación de área y perímetro de los poros de las diferentes estructuras analizadas en escala de detalle, se observó que las *LD* presentan una relación de *A/Pe* mayor a las *L* y *NL* tanto para los mesoporos como para los macroporos (Tabla 2-ANEXO 2).

3.2.1.3 Esgurrimiento, sedimentos y frecuencia de estructuras laminares

La construcción de modelos de regresiones lineales múltiples permitió establecer las relaciones existentes entre las variables VFE y Sed100 y los parámetros analizados (EE, CO y frecuencia de aparición de L).

Los modelos construidos teniendo en cuenta el factor cobertura presentaron mejor ajuste que los elaborados sin tener en cuenta dicho estado. A continuación, se detallan los modelos hallados junto al error estándar residual (*e*), el R^2_{ajus} y el *P*-valor:

Modelos construidos de manera independiente al estado de cobertura:

M1: VFE $\sim -0,720 \text{ DMP}_{rap1} + 0,304 \text{ DMP}_{rap0} + 0,103 \text{ CO} + 3,067$
e: 0,043; $R^2_{ajus}=0,38$; *P*=0,013.

M2: Sed100 $\sim -5,761 \text{ DMP}_{rap1} + 3,343 \text{ DMP}_{rap0} + 0,242$
e: 0,647; $R^2_{ajus}=0,2$; *P*=0,044.

Modelos construidos conforme al estado de cobertura:

M3: VFE (CC) $\sim 4,962 \text{ DMP}_{ag} - 2,350 \text{ DMP}_{cap} + 0,942 \text{ CO} - 2,887 \text{ DMP}_{rap0} + 1,008$

e: 0,033; $R^2_{ajus}=0,72$; *P*=0,030.

M4: Sed100 (CC) $\sim -2,292 \text{ DMP}_{ag} + 2,893 \text{ DMP}_{cap} - 1,824$

e: 0,125; $R^2_{ajus}=0,77$; *P*=0,002.

M5: VFE (SC) $\sim -1,221 \text{ DMP}_{rap1} + 0,239 \text{ DMP}_{ag} + 0,486 \text{ DMP}_{rap0} + 2,825$

e: 0,028; $R^2_{ajus}=0,46$; *P*=0,080.

M6: Sed100 (SC) $\sim 1,173 \text{ DMP}_{cap} - 1,404$

e: 0,525; $R^2_{ajus}=0,15$; *P*=0,145.

Respecto al VFE, las variables explicativas fueron DMP_{rap1} , DMP_{rap0} y CO ($R^2_{ajus}=0,38$); mientras que el DMP_{rap1} y DMP_{rap0} de la EE explicaban mejor la variable Sed100 ($R^2_{ajus}=0,23$). Sin embargo, cuando se realizó la partición conforme al estado de

cobertura, CC y SC, se encontraron los siguientes modelos: para el VFE(CC) las variables explicativas, en orden de importancia, fueron DMP_{ag} , DMP_{cap} , CO y DMP_{rap0} ($R^2_{ajus}=0,72$), mientras que para las parcelas SC, VFE(SC), las variables fueron DMP_{rap1} , DMP_{ag} y DMP_{rap0} ($R^2_{ajus}=0,46$). Respecto a los modelos para la variable Sed100(CC) DMP_{ag} y DMP_{cap} fueron las variables que mayor explicación aportaron ($R^2_{ajus}=0,77$). El ajuste de Sed100 (SC) fue bajo ($R^2_{ajus}=0,15$).

En general los modelos fueron significativos ($P \leq 0,05$), excepto los construidos para las variables VFE(SC) y Sed100(SC).

Por otro lado, se estableció la relación entre el VFE, Sed100 y la frecuencia de aparición de las estructuras laminares (Figura 3.21). En general, las parcelas con mayor frecuencia de aparición de estructuras L presentaron los mayores VFE y produjeron más sedimentos.

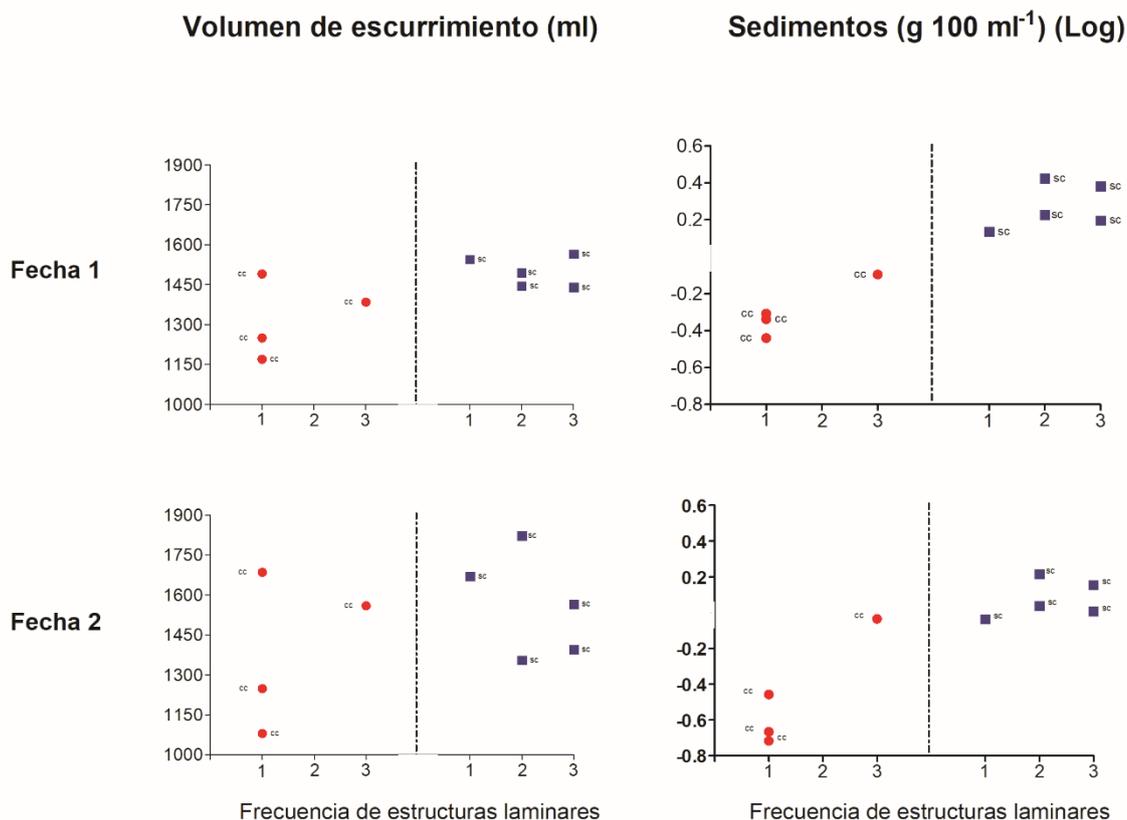


Figura 3.21. Relaciones entre el volumen final de escurrimiento (VFE) y la generación de sedimentos (Sed100) en función de las fechas de simulación, 1 y 2, conforme a la frecuencia de aparición de estructuras laminares. Los puntos rojos corresponden a las parcelas con cobertura y los cuadrados azules a las parcelas sin cobertura (SC). Los valores de frecuencia corresponden a los valores del ranking establecido conforme a la aparición de estructuras laminares, así se estableció 1, cuando en superficie había LD o no había L; 2, cuando las L se encontraban a profundidades entre la superficie y 4 cm y 3, cuando las L aparecían desde la superficie hasta los 4 cm de profundidad. L: laminares, LD: laminares débiles.

Ensayos de incubación de distintos tipos y grados de estructuras para la determinación de la actividad microbológica

3.2.2 Ensayo 2. Actividad microbológica en diferentes tipos y grados de estructuras edáficas

El peso seco de las muestras estructurales *no disturbadas* (ND) osciló entre $106,41 \pm 12,60$ g, mientras que para las *muestras disturbadas* (D) el promedio fue de $151,41 \pm 11,3$ g. La tasa de actividad microbológica inicial (RI) para las D fue de $0,76 \pm 0,28$ mg CO₂ día⁻¹, mientras que para las ND fue de $0,36 \pm 0,34$ mg CO₂ día⁻¹. Asimismo, la actividad microbológica final (RF) para las ME *no disturbadas* fue de $0,30 \pm 0,27$ mg CO₂ día⁻¹ y para las *disturbadas* de $0,68 \pm 0,19$ mg CO₂ día⁻¹. La RI promedio para las muestras a 30 cca fue de $0,49 \pm 0,33$ mg CO₂ día⁻¹ y la RF de $0,53 \pm 0,37$ mg CO₂ día⁻¹.

Mientras que a *cc* las RI fueron de $0,63 \pm 0,40$ mg CO₂ día⁻¹ y la RF de $0,43 \pm 0,21$ mg CO₂ día⁻¹. La RI para las *L*, *LD* y *NL* fue de 0,45; 0,85; 0,38 mg CO₂ día⁻¹, respectivamente. Los valores de RF fueron de 0,39; 0,68; 0,38 mg CO₂ día⁻¹.

Los supuestos de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia, se cumplieron satisfactoriamente. El ANVA de las variables actividad microbiológica inicial (RI), final (RF) y acumulada (RA) conforme a los factores estructura, condición de agregación y estado de humedad se presentan en la [Tabla 3.4](#).

Tabla 3.4. Análisis estadístico de las variables *actividad microbiológica inicial* (RI), *final* (RF) y *acumulada* (RA) en función de la estructura (E), humedad (H) y condición de agregación (CA). Se detalla el valor estadístico F y P. Los efectos significativos están resaltados: *** $P \leq 0,001$; ** $P \leq 0,01$; * $P \leq 0,05$; ns: no significativo.

	Actividad microbiológica					
	RI (mg d ⁻¹)		RF (mg d ⁻¹)		RA (mg)	
	F	P	F	P	F	P
<i>Estructura (E)</i>	24,58	***	12,19	***	25,76	***
<i>Humedad (H)</i>	5,77	*	4,34	*	2,54	ns
<i>Condición (CA)</i>	47,73	***	50,51	***	55,38	***
<i>E*H</i>	0,28	ns	0,08	ns	0,04	ns
<i>E*CA</i>	1,04	ns	1,33	ns	0,44	ns
<i>H*CA</i>	8,62	**	2,43	ns	0,32	ns
<i>E*H*CA</i>	2,84	ns	0,51	ns	0,43	ns

La RI mostró diferencias estadísticamente significativas ($P \leq 0,01$) para la interacción *humedad*condición* y para el factor *estructura*, mientras que la RF arrojó diferencias significativas para los factores individuales ($P \leq 0,05$). Por otro lado, la RA se diferenció ($P \leq 0,001$) para las variables explicativas *estructura* y *condición de agregación* ([Tabla 3.4](#)).

El análisis de comparaciones de medias mediante el test de LSD-Fisher arrojó, para las variables analizadas, diferencias significativas para las *LD* ($P \leq 0,05$) respecto a las *L* y *NL*. Así las *LD* presentaron mayor RI, RF y RA que el resto de las estructuras, mientras que las *L* y *NL* presentaron un comportamiento similar entre sí ([Figura 3.22 a, d, g](#)). Respecto al factor de *estado de agregación-disturbado* y *no disturbado*- se hallaron diferencias estadísticamente significativas para las tres variables respuestas analizadas

($P \leq 0,05$) siendo las muestras *ND* las que presentaron menor actividad microbiológica (Figura 3.22 b, e, h). Por otro lado, el factor *humedad*, presentó diferencias estadísticas en la RI y RF ($P \leq 0,05$). Las muestras incubadas a *cc* presentaron mayor actividad biológica inicial respecto a las incubadas a 30 cca. La RF se comportó de manera inversa a la RI (Figura 3.22 c, f). Sin embargo, la RA no mostró diferencias para ambos contenidos de humedad (Figura 3.22i).

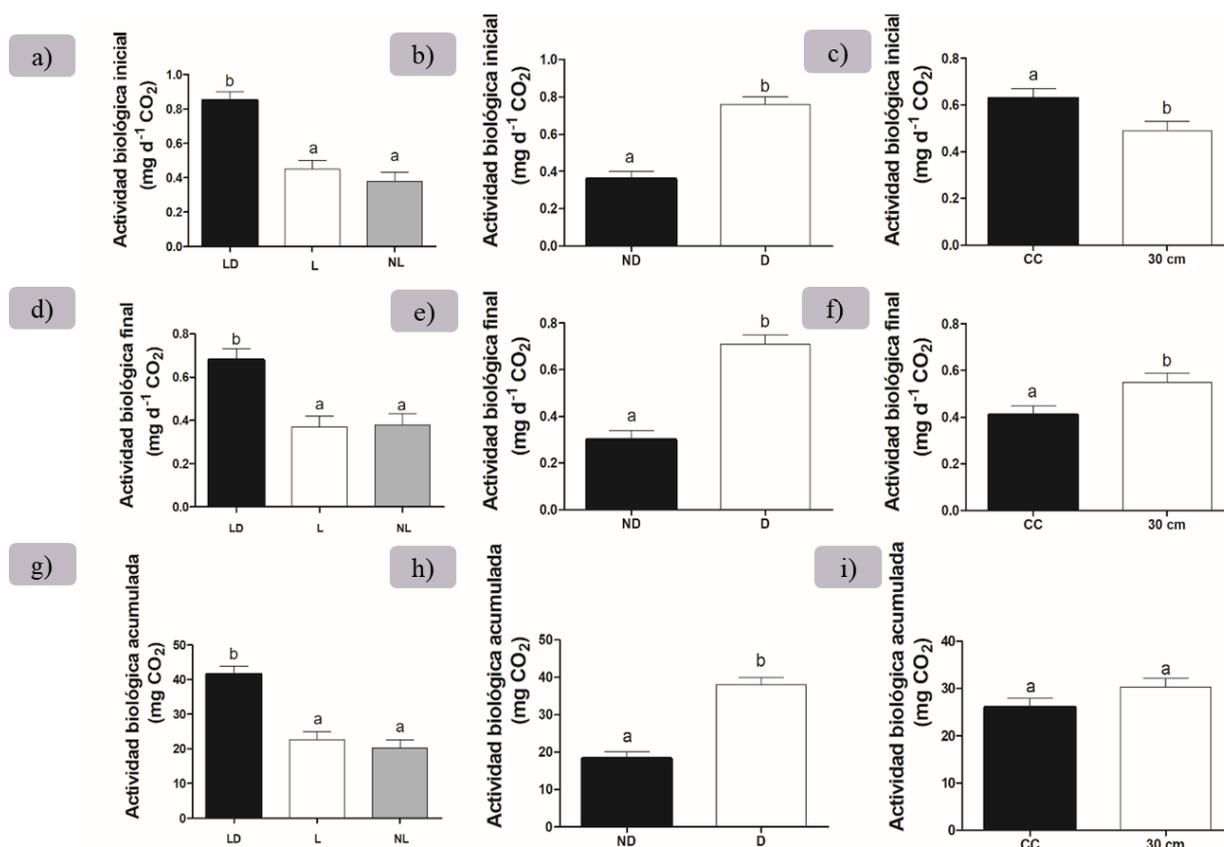


Figura 3.22. Actividad microbiana inicial (RI), final (RF) y acumulada (RA) en función del tipo de estructura (E) (estructuras laminares (L), laminares débiles (LD) y no laminares (NL)), condición de agregación (CA) (disturbado (D) y no disturbado (ND)) y contenido de humedad (H) (capacidad de campo (cc) y 30 cca). Las barras corresponden a los valores de error estándar. Las letras en minúsculas indican las diferencias estadísticas de los diferentes factores analizados ($P \leq 0,05$; LSD-Fisher).

3.2.3 Ensayo 3. Actividad microbiana y características hidrofísicas y químicas de distintos tipos y grados de estructuras edáficas con aplicación de glifosato

Los diferentes tipos de muestras estructurales presentan una arquitectura de poros diferente, tal como se mostró en el apartado “*Distribución de tamaño de poros, forma y orientación*”. Asociado a eso, la realización de la curva de retención hídrica para cada una de ellas permitió advertir que las *LD* tienden a tener mayor porcentaje de macro y mesoporos y mayor rango de agua útil respecto a las *L* y *NL* (Figura 3.23). Esto expone que las *LD* recibieron mayor cantidad de glifosato que el resto de las estructuras, dado por su mayor porcentaje de mesoporos.

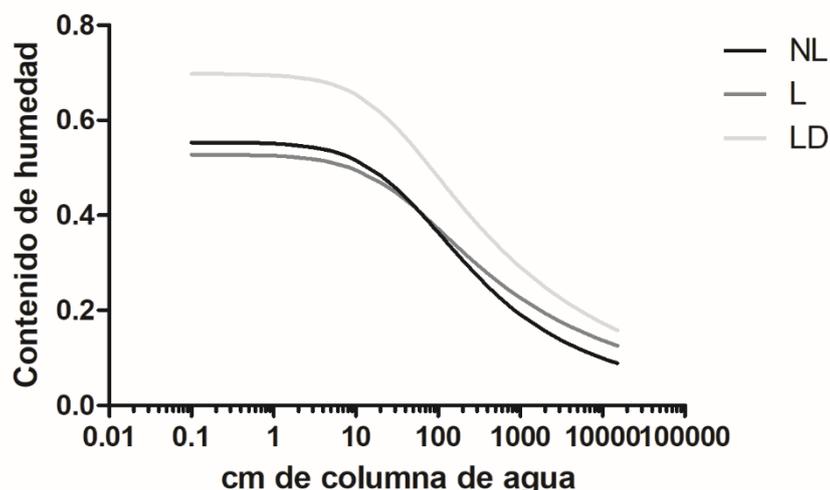


Figura 3.23. Curva de retención hídrica de los diferentes tipos de muestras estructurales (ME): laminares (L), laminares débiles (LD) y no laminares (NL).

El análisis de los valores medios de las variables analizadas en este apartado (carbono orgánico, estabilidad estructural, actividad biológica y concentración de glifosato+AMPA) en los diferentes tipos de muestras estructurales permitió detectar, en términos generales, tendencias bimodales. Un aspecto importante es que no se conocen los comportamientos ni las distribuciones de las variables analizadas en función del tipo estructura edáfica, lo cual pone en relieve el aporte de este ensayo al estudio del comportamiento de glifosato y se suma a la escasa información bibliográfica disponible respecto a este tema. Por ello este estudio es de carácter exploratorio e inicial tanto para el estudio de la degradación de la molécula de glifosato a AMPA conforme el tipo de estructura edáfica como para el desarrollo de nuevos protocolos y diseños de ensayos de laboratorio de este estilo.

El peso promedio de los agregados incubados con *L* fue de 38,51 g, mientras que para las *LD* de 24,14 g y para las *NL* de 39,3 g. El porcentaje de mesoporos y microporos para cada tipo de estructura fue calculado en función del peso total de cada uno de los agregados, siendo el rango de variación para las *L* de 9,6 a 13,31 % de mesoporos y de 18,94 a 23,24 % de microporos, mientras que para las *LD* fue de 14,59 a 23 % y de 25,97 a 28,02 %, respectivamente. Los valores de microporos para las *NL* oscilaron entre 15,9 y 24,69 %, mientras que los mesoporos lo hicieron entre 8,45 y 18,08 %. Conforme a estos resultados, las ME con mayor rango de variación en el porcentaje de mesoporos fueron las *NL*, seguido por las *LD* y *L*.

El contenido promedio de CO para las *LD* fue de 1,23 % ($\pm 0,23$ %) mientras que para las *L* y *NL* de 0,97 % ($\pm 0,53$ %) y 0,67 % ($\pm 0,10$ %), respectivamente. La tendencia hacia un mayor contenido de carbono de las *LD* posiblemente esté asociado a la mayor actividad microbiológica y radicular respecto al resto de las estructuras. Respecto a la EE, para el tratamiento 1 (DMP1) propuesto en la metodología de Le Bissonais, los valores hallados para las *LD*, *L* y *NL* fueron 0,43 mm ($\pm 0,04$), 0,61 mm ($\pm 0,04$) y 0,60 mm ($\pm 0,04$), respectivamente.

Las muestras incubadas, en todos los casos, recibieron 118600 ng glifosato g mesoporo⁻¹. La concentración inicial promedio de glifosato por agregado, conforme al tipo de estructura, fue de 20689,68 $\mu\text{g kg}^{-1}$ para las *LD*, de 15069,61 $\mu\text{g kg}^{-1}$ para las *NL* y de 12939,53 $\mu\text{g kg}^{-1}$ para las *L*. Al finalizar el periodo de incubación, luego de 41 días a 25°C, las concentraciones de glifosato remanentes halladas fueron 16237,68; 5873,087; 3535,216 $\mu\text{g kg}^{-1}$ para *LD*, *NL* y *L*, respectivamente. Los porcentajes de degradación del contenido inicial de glifosato fueron 18,93; 63,8 y 73,5 % para *LD*, *NL* y *L*, respectivamente (Figura 3.24). Las estructuras *L* y *NL*, mostraron tener un comportamiento similar entre sí conforme a la degradación de glifosato respecto a las *LD*.

El otro aspecto analizado fue la actividad biológica inicial y final de las muestras incubadas. Ambas variables mostraron un comportamiento similar entre los 3 tipos de ME, siendo la RF de 530 mg CO₂ mg⁻¹ día⁻¹ y la RA de 3350 mg CO₂ mg⁻¹.

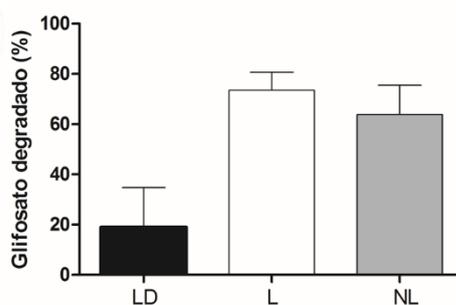


Figura 3.24. Glifosato degradado (%) luego del periodo de incubación (41 días) de las muestras estructurales (ME) (LD: laminares débiles, L: laminares y NL: no laminares) a 25°C. Las barras corresponden al desvío estándar.

La RA de las ME incubadas con aplicación de glifosato mostraron una tendencia hacia valores superiores a los de las ME incubadas sin aplicación del herbicida dependiendo del tipo de ME estudiado. Las *L* y *NL* mostraron una tendencia hacia una

mayor actividad de los microorganismos cuando recibieron una fuente carbonada como el glifosato. Sin embargo, las *LD* tuvieron el mismo comportamiento de la actividad microbiológica cuando se las incubó con o sin herbicida. (Figura 3.25).

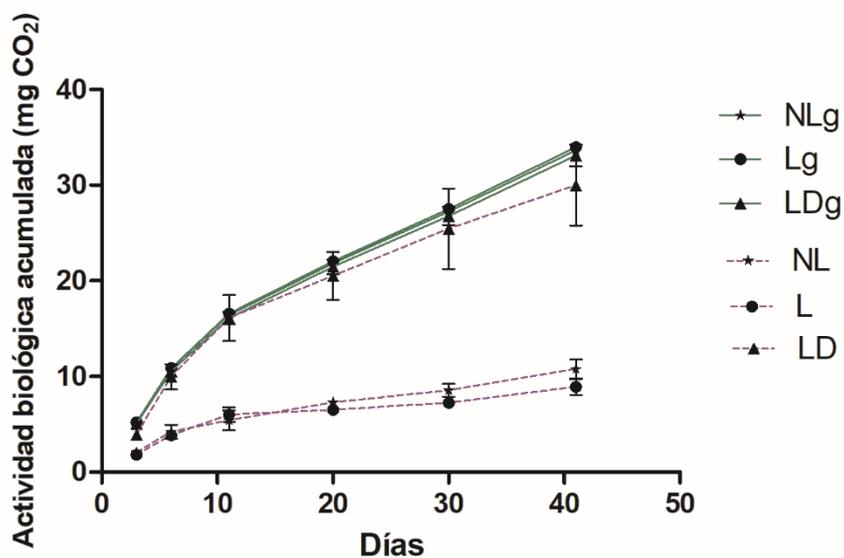


Figura 3.25. Actividad microbiológica acumulada (RA) (mg CO₂) de los 3 tipos de muestras estructurales (ME) con y sin aplicación de glifosato, siendo círculo para las estructuras laminares (L), triángulo para las laminares débiles (LD) y estrella para las estructuras no laminares (NL). La línea llena verde corresponde a las muestras incubadas con glifosato, la punteada violeta a las incubadas sin glifosato. Las barras corresponden a los valores de desvío estándar.

3.3 DISCUSIÓN

En este apartado se discuten los resultados asociados a la dinámica hídrica y concentración de sedimentos en ensayos de simulación de lluvia con suelo sin disturbar proveniente de la Serie Arroyo Dulce. Además, se discutirá la relación entre los tipos de estructuras predominantes en el suelo bajo estudio en lo que respecta a la degradación de glifosato, actividad microbiológica y cómo afecta la frecuencia de aparición de las mismas en la cantidad de escurrimiento y en la generación de sedimentos.

3.3.1 Estructuras superficiales evaluadas

La evaluación del estrato superficial del horizonte A permitió detectar la anisotropía estructural edáfica mediante la observación de diferentes tipos de estructuras- laminares (L), laminares débiles (LD) y no laminares (NL)- las cuales se diferenciaron tanto macro como micromorfológicamente. Además, presentaron tanto una arquitectura de poros como de frecuencias de aparición diferentes. Este hallazgo reviste gran interés al ser detectado a escala de lote/parche y parcela variando su frecuencia de aparición en cada fecha de muestreo, lo que da cuenta de la alta variabilidad espacio-temporal que tiene la estructura del suelo y en particular este tipo de estructuras de origen antrópico. Además, esto cobra mayor relevancia porque no hay diferencias texturales ni de manejo donde se extrajeron estas estructuras. Probablemente, la microestructura de la capa superficial del horizonte A sea la responsable de generar distintos tipos de estructuras en escalas macroscópicas favorecidas por tensiones diferenciales asociadas a cuestiones mecánicas y biológicas (Morrás *et al.*, 2012; Kraemer *et al.*, 2018). A escala de lote/parche, se detectaron los mismos tipos de estructuras, siendo uno de los principales condicionantes del comportamiento de las variables hidrológicas, en particular del volumen del escurrimiento. Asociado a esto, en los ensayos realizados en el laboratorio se detectó la incidencia de dichas estructuras sobre la dinámica de las variables hidrológicas y el movimiento y persistencia del glifosato en el suelo.

3.3.2 Dinámica hídrica y concentración de sedimentos

Los ensayos de simulaciones de lluvia sobre parcelas sin disturbar CC y SC, tanto a campo como en el laboratorio, no se diferenciaron en la cantidad de escurrimiento producido. Esto puede deberse al elevado contenido inicial de agua edáfica; a la cantidad de residuos superficiales utilizada en el ensayo frente a una elevada susceptibilidad al

sellamiento de los poros y/o a la formación de costra superficial y/o a la presencia de estructuras laminares.

En ensayos similares, otros autores detectaron diferencias significativas en el VFE en simulaciones de lluvia entre parcelas CC y SC (Chagas *et al.*, 2004, Won *et al.*, 2012). En este caso, tal como se planteó en el capítulo anterior la cantidad de cobertura utilizada fue la adecuada. No obstante, el VFE fue similar tanto en las parcelas CC como para las SC. Esto expone que hay otro factor que incide fuertemente en la partición escurrimiento/infiltración.

La cobertura protege al suelo del efecto disruptivo provocado por el impacto de la gota de lluvia. En las parcelas SC, se produjo la magnificación de este efecto y del desprendimiento de partículas respecto a las parcelas CC. En las parcelas con suelo desnudo, principalmente en la fecha 1, la lluvia simulada favoreció la formación de pequeños cráteres superficiales y el desprendimiento de partículas, los cuales condicionaron el comportamiento hidrológico y la generación de sedimentos en ambos eventos de simulación. En relación con esto, para las parcelas CC, el $Ie_{(min)}$ fue similar en ambos eventos de simulación, lo que sugiere que el rastrojo amortiguó el impacto de la gota de lluvia y sus efectos asociados. Sin embargo, en las parcelas SC, se registró un retraso en la salida de agua, principalmente en la segunda simulación. Esto podría estar dado por el incremento de la rugosidad superficial favorecido por la formación de los cráteres, afectando el movimiento y la salida de agua desde las parcelas. Es probable, que el $Ie_{(min)}$ en estas parcelas se haya iniciado cuando dichas depresiones se llenaron e interconectaron entre si y finalmente rebalsaron o rompieron provocando así el escurrimiento. Este fenómeno fue reportado por Gómez y Nearing (2005), quienes trabajaron con simulaciones de lluvia para rugosidades superficiales diferentes. A su vez, el tiempo de demora que ofrece el llenado y ruptura de los cráteres al agua podría ser superior al que le ofrece la cobertura (Gómez y Nearing, 2005).

En relación al desprendimiento de partículas, las parcelas CC presentaron la menor generación de sedimentos. Resultados similares fueron hallados por Chagas *et al.* (2004); Gottfried *et al.* (2004); Jordán *et al.* (2010); Won *et al.* (2012).

Asociado a lo anterior, las parcelas CC presentaron mayor volumen de percolación respecto a las SC, lo que indica una mayor preservación de la continuidad de los poros de conducción en el tratamiento cubierto. Esto confirma la importancia de la cobertura para evitar el desarrollo de los procesos de desprendimiento de partículas, sellado y formación de costras y permite corroborar la fragilidad estructural del suelo estudiado, el cual se

ubica geográficamente en una zona de intensas precipitaciones y con alta probabilidad de desarrollar procesos de erosión hídrica.

No obstante, en los trabajos citados anteriormente los ensayos de simulaciones de lluvia se realizaron sobre suelo disturbado, mientras que los resultados expuestos en esta Tesis corresponden a simulaciones de lluvia sobre parcelas con suelo sin disturbar. Por su parte, Chagas *et al.* (2004) en un trabajo realizado sobre un Argiudol vértico de la Serie Ramallo bajo SD, de textura franco arcillo limosa en superficie, utilizó la misma metodología de trabajo que en esta Tesis, es decir, realizaron simulaciones de lluvia sobre muestras no disturbadas en el laboratorio. Los resultados de ese trabajo mostraron diferencias significativas a favor de la condición de suelo cubierto, tanto en el control de escurrimiento superficial y pérdida de suelo, como en la mayor percolación respecto de la condición de suelo descubierto. Estos resultados favorables también se vieron reflejados en las determinaciones de conductividad hidráulica saturada en laboratorio y coincidieron con las determinaciones de escurrimiento y erosión laminar de campo (De la Vega *et al.*, 2004). Esto muestra un comportamiento hidrológico diferencial de ambas Series (Arroyo Dulce y Ramallo) frente al factor cobertura superficial y enfatiza la importancia de trabajar combinando estudios de campo y de laboratorio. La utilización del suelo sin disturbar en laboratorio ofrece como ventaja principal que la información obtenida proporciona una mayor fidelidad a la realidad del agroecosistema. Dentro de los aspectos menos positivos, están los asociados a la factibilidad técnica (extracción y transporte) y a la escasa información disponible sobre ensayos de simulaciones de lluvia con suelo no disturbado, para poder cotejar los resultados obtenidos. No obstante, esto puede verse como un punto fuerte de este trabajo, el cual permite interpretar de forma más real los procesos de generación de escurrimiento y erosión asociados al movimiento y persistencia del glifosato y AMPA en el ambiente.

A su vez, la variabilidad intrínseca dentro de las parcelas evaluadas explica a partir del cuadrado medio del error (79 % del cuadrado medio total), la no detección de diferencias de muchas de las variables analizadas entre los tratamientos evaluados. A modo de resumen, la no detección de diferencias entre las simulaciones de lluvia en parcelas CC y SC está asociado tanto a cuestiones físicas del suelo como la alta variabilidad intrínseca de las muestras evaluadas.

En la mayoría de los casos, las parcelas presentaron alta frecuencia de aparición de L, por lo que podrían ser la principal causa que contribuye a la generación del escurrimiento en este suelo.

3.3.3 Esguerrimiento, sedimentos, estabilidad estructural y frecuencia de estructuras laminares

El suelo utilizado en los ensayos de simulaciones de lluvia es un Argiudol típico de textura franco-limosa, con 65 % de limo en el horizonte A. Por ello, estos suelos son propensos a la formación de estructuras masivas y el encostramiento superficial (Wischmeier *et al.*, 1971). Además, esta fracción, tanto por el alto porcentaje como por su constitución intrínseca (alta proporción de fitolitos y vidrios volcánicos) afectan de manera negativa tanto la agregación como la EE (Cosentino y Pecorari., 2002; Álvarez *et al.*, 2009). Esto es una de las principales características asociadas a la fragilidad de los Argiudoles ubicados en la Pampa Ondulada.

La inclusión de la cobertura en los modelos lineales múltiples para las variables VFE y Sed100 proporciona mejores ajustes (R^2_{aj} mayores). Así, en las simulaciones de lluvia CC, el VFE y Sed100 fueron explicados principalmente por DMP_{ag} y DMP_{cap} y el también el CO en el caso del VFE. La cobertura en estas parcelas tiene doble efecto, en primer lugar, intercepta la gota de lluvia y evita que la energía disruptiva genere efecto cizalla en el suelo y además favorece al humedecimiento lento del suelo. Así, el VFE(CC) fue principalmente explicado por aquellos pretratamientos que no favorecen los mecanismos de estallido del suelo, lo cual reafirma el rol de la cobertura para este suelo y las propiedades físicas. En contraposición, cuando las simulaciones de lluvia se realizaron sobre las parcelas SC, el DMP_{rap1} fue el pretratamiento que cobró mayor importancia, dado que se produce el humedecimiento rápido y el estallido de los agregados. En esta Tesis, DMP_{rap1} presentó los valores más bajos de EE. Para el mismo tipo de suelo Kraemer (2015) también obtuvo la mayor inestabilidad. Esto confirma la fragilidad al estallido por compresión de aire en estos suelos y la relevancia de utilidad de este test en suelos limosos (Le Bissonnais, 1996; Cosentino y Chenu, 2008).

A modo de resumen, la cobertura en estos suelos limosos disminuye el impacto de la gota de lluvia y el estallido de agregados lo que evita el sellado, la pérdida de estabilidad estructural y la magnificación del esguerrimiento en detrimento del proceso de infiltración.

En las parcelas evaluadas la frecuencia de aparición de estructuras laminares fue variable. Estas estructuras fueron reportadas por varios autores en suelos bajo SD (Shipitalo y Protz, 1987; Morrás *et al.*, 2004; Bonel *et al.*, 2005; Álvarez *et al.*, 2014, 2009). El origen de las mismas también es discutido en varios trabajos (Bullock *et al.*, 1985; Horn *et al.*, 2003; Pagliai *et al.*, 2003; Álvarez *et al.*, 2009; Sasal *et al.*, 2017).

Una de las principales consecuencias asociadas a la presencia de las L en el suelo es la restricción que le ofrecen al proceso de infiltración (Sasal *et al.*, 2006; Sasal, 2012; Castiglioni *et al.*, 2018), lo cual puede favorecer el escurrimiento en combinación con otros factores. En concordancia con esto, al contrastar los resultados de VFE y Sed100 con la frecuencia de aparición de las estructuras laminares, se observa que en general se da una sinergia entre el tratamiento SC y la alta frecuencia de aparición de estas estructuras, lo cual se refleja en mayores valores de Sed100 y VFE. Esto está fuertemente asociado a que la orientación de los poros elongados representa 79 % de los poros horizontales relativos a la porosidad total mientras que los poros verticales están en un muy bajo porcentaje, lo cual dificultará la infiltración. La tendencia al alargamiento y horizontalización de poros en suelos bajo siembra directa también ha sido un efecto reportado por otros autores (Vanden Bygaart *et al.*, 1999; Álvarez *et al.*, 2014).

3.3.4 Dinámica del glifosato en suelo y agua

Glifosato asociado al escurrimiento

Los sistemas agrícolas bajo SD se caracterizan por el alto porcentaje de rastrojos que quedan en superficie. Estos rastrojos actúan como intermediarios entre el suelo y el herbicida, ya que pueden retenerlo y/o liberarlo al suelo luego de una lluvia (Dao, 1991; Selim *et al.*, 2003). Es decir que tanto las características de las precipitaciones como el momento en que ocurran van a afectar la relación herbicida/rastrojo/suelo (Leonard, 1990). La detección de glifosato en el escurrimiento en ensayos de simulación de lluvia sobre parcelas CC (rastrojo de maíz) indicaría la existencia de procesos sortivos entre el rastrojo de maíz y el glifosato. En concordancia con ello, Rampoldi *et al.* (2014) probaron diferentes mezclas de suelo-rastrojo y hallaron que en aquellas con predominio de maíz la adsorción de glifosato era mayor respecto a las mezclas con predominancia de soja. No obstante, ellos utilizaron muestras compuestas por mezclas de suelo y rastrojo tamizado (2 y 1 mm, respectivamente) y concentraciones de glifosato superiores; mientras que en esta Tesis se trabajó con suelo no disturbado y con el rastrojo tamizado por 4 cm y en superficie. El tamizado de las muestras en tamaños pequeños (1 y 2 mm) podría incurrir en una sobreestimación de la capacidad sortiva del maíz, dado por el aumento de la superficie específica. La adsorción de glifosato en el rastrojo es limitada y reversible (Rampoldi *et al.*, 2011), lo cual favoreció la detección de la molécula en el escurrimiento proveniente de las parcelas CC.

La caída de concentración del herbicida en el rastrojo en 114 días fue del 75 %, es decir que el 25 % restante permaneció retenido al rastrojo. El rastrojo de maíz le confiere cierto grado de persistencia a la molécula en el agroecosistema retrasando el ataque y la degradación por parte de los microorganismos. Desde el punto de vista de manejo y conservación del suelo, es necesario evitar las aplicaciones de glifosato en épocas lluviosas y el desanclaje y/o rotura de las plantas, evitando así el movimiento de este herbicida adsorbido al rastrojo del maíz. Asociado a esto, en el primer evento de simulación de lluvia sobre las parcelas CC se registró la mayor [glifosato_{esc}]. El tiempo transcurrido entre la aplicación y la primera simulación fue de 30 días. Cuando se realizó el segundo evento de simulación sobre las mismas parcelas pasados 84 días, la concentración encontrada fue significativamente menor. Esto expone la importancia de los momentos de aplicación tal como lo reportó Leonard (1990). En relación a las parcelas SC, la variación en la [glifosato_{esc}] entre fechas fue menor que la variación registrada para la condición CC, lo que refuerza que la cobertura, en este caso de maíz, interfiere en el movimiento de glifosato en la interfaz suelo/rastrojo/agua.

Los niveles umbrales admitidos de glifosato y AMPA en agua varían conforme a las normas establecidas en cada país. En Europa el umbral límite es 0,1 $\mu\text{g l}^{-1}$ por plaguicida individual y 0,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ para el total de plaguicidas; mientras que el estándar en EE.UU varía entre 6 y 700 $\mu\text{g l}^{-1}$. En este ensayo se detectó glifosato y AMPA en el 100% de las muestras de escurrimiento obtenidas de los dos ensayos de simulación de lluvia, siendo la concentración máxima encontrada de glifosato de 44,7 $\mu\text{g l}^{-1}$ en parcelas CC y de 92,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ de AMPA en parcelas SC. Conforme a la norma europea, los valores hallados son superiores. A nivel de campo (*Capítulo II*), no se detectó AMPA en ningún evento de simulación en el agua del escurrimiento. Esto también fue observado por Vangeli (2019).

Las concentraciones detectadas en este ensayo también fueron superiores a las reportadas en diversos trabajos donde se analizó la [glifosato_{esc}]. En Pampa Ondulada se registraron en cursos de agua linderos a zonas agrícolas concentraciones entre 0,10 y 0,70 mg l^{-1} (Peruzzo *et al.*, 2008), en agua de drenaje 8,8 y 12,8 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Sasal *et al.*, 2010) y en agua de escurrimiento concentraciones en un rango de 0,19 a 6 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Sasal *et al.*, 2010; Vangeli, 2019). En Entre Ríos en muestras de agua superficial para riego no se detectó glifosato ni su metabolito AMPA (Díaz, 2008). Las mayores concentraciones encontradas en el agua de escurrimiento en esta Tesis respecto a lo reportado en bibliografía pueden estar asociadas a que se utilizó una intensidad de 108 mm h^{-1} junto a un volumen total de

lluvia simulada de 5 litros, lo que podría haber favorecido la desorción del glifosato tanto del suelo como desde el rastrojo.

Glifosato asociado al suelo

El glifosato al llegar al suelo puede ser adsorbido al mismo o degradado por los microorganismos. La capacidad sortiva está dada por las características del suelo y del herbicida. En relación al suelo, los procesos sortivos están relacionados con el contenido de arcilla, capacidad de intercambio catiónico, conectividad de poros y pH del mismo (Zhao *et al.*, 2009; Paradelo *et al.*, 2015; Okada *et al.*, 2016). Respecto a las características del herbicida, los grupos funcionales polares -carboxilo, amino y fosfatos- son los responsables de la adsorción de esta molécula al suelo, lo cual puede restringir la movilidad entre compartimentos ambientales (Vereecken, 2005; Borggaard y Gimsing, 2008). Esto además puede otorgarle un mayor grado de persistencia a la molécula en el ambiente (Veiga *et al.*, 2001), dado que los microorganismos no tienen acceso a la molécula cuando está adsorbida al suelo.

Tal como se discutió en el ítem anterior, la detección de glifosato en suelo y en el escurrimiento puede estar asociado a qué, además de ser una molécula con bajo peso molecular, posee alta solubilidad en agua (12 g l^{-1}), lo que puede resultar en el movimiento de la molécula en profundidad o en superficie luego de lluvias intensas cercanas a la aplicación (Flury, 1996; Villholth *et al.*, 2000; Veiga *et al.*, 2001; Pertensen *et al.*, 2002). La detección de glifosato tanto en el suelo como en el escurrimiento indica que la molécula no se “desactiva” al llegar al suelo, tal como si lo reportara Sprankle *et al.* (1975a).

La degradación del glifosato en el suelo es un proceso cometabólico inespecífico mediado principalmente por microorganismos (Sprankle *et al.*, 1975; Torstensson, 1985; Tebbe y Reber, 1988; von WirénLehr *et al.*, 1997, Accinelli *et al.*, 2004). En este trabajo, se encontró glifosato tanto en el agua de escurrimiento como en el suelo después de 30 y 114 días desde la aplicación. En ensayos similares a campo (*Capítulo II*) para el mismo suelo se encontró después de 270 días. Estos valores se ubican dentro del rango de vida media citados en la bibliografía, siendo de 1 a 244 días (Eberbach, 1998; Grunewald *et al.*, 2001; Mamy, 2004). El porcentaje de degradación en el suelo tanto en parcelas CC y SC fue del 94 % para un periodo de tiempo de 84 días. Otros autores reportaron 45 % y 81 % para 28 y 140 días, respectivamente (Rueppel *et al.*, 1977; Mamy, 2004), es decir

que el porcentaje de degradación detectado en este trabajo fue superior al reportado en bibliografía. La molécula de glifosato queda disponible para ser degradada por los microorganismos cuando se encuentra en la fase soluble.

Al analizar en forma conjunta los resultados de aplicar lluvia simulada en condiciones controladas de laboratorio en los dos momentos considerados, surgen dos comportamientos contrastantes: a) el escenario del suelo cubierto y recientemente pulverizado con el producto: en ese caso el suelo CC, al ser sometido a una lluvia de gran intensidad liberó significativamente más contaminante no degradado (glifosato) al escurrimiento que el suelo descubierto, siendo la cobertura la fuente de aporte de glifosato al escurrimiento. El suelo descubierto emitió más cantidad de sedimentos, pero no de glifosato; b) al transcurrir varios días desde esta primera lluvia y tras aplicar una segunda lluvia, se pudo registrar una mayor cantidad de sedimentos acompañados por la presencia de AMPA en el escurrimiento de ambos tratamientos. Esta vez la fuente del contaminante fue sin dudas el suelo.

3.3.5 Glifosato asociado a distintos tipos de estructura edáfica

En la bibliografía consultada para esta Tesis no se pudieron hallar trabajos argentinos que relacionen la degradación de glifosato con diferentes estructuras edáficas sin disturbar, principalmente -NL, L y LD- mediante la incubación con aplicación previa de glifosato en los mesoporos.

Los microorganismos del suelo se ubican en los espacios vacíos, poros, que surgen del ordenamiento de la estructura (Ladd *et al.*, 1996; Yoo *et al.*, 2006) y su distribución en los mismos es de manera heterogénea (Marshall, 1985). La formación de su hábitat en el suelo es afectado por la cantidad relativa y distribución de arena, limo, arcilla y materia orgánica en el mismo (Marshall, 1980) y de la arquitectura edáfica. Asociado a esto, aquellos suelos más estructurados favorecen la supervivencia bacteriana dado que contribuye a una mayor diversidad de hábitats físicos (Chenu y Cosentino, 2011). Los poros regulan el acceso de los microorganismos al sustrato orgánico, agua, oxígeno y nutrientes (Prove *et al.*, 1990; Ladd *et al.*, 1996; Wang *et al.*, 2001; Yoo *et al.*, 2006). La extensión y su ubicación, está regulada por el potencial mátrico. En este sentido, diversos autores coinciden que cambios en la estructura edáfica influyen tanto en la mineralización del carbono (Franzluebbers *et al.*, 1997) como en el transporte de moléculas orgánicas, por ejemplo de glifosato (Gjettermann *et al.*, 2009; Aronsson *et al.*, 2011). En esta Tesis,

se encontró que los perfiles de actividad microbiológica sin aplicación de glifosato para cada tipo de estructura fueron diferentes, lo cual puede estar asociado a la forma, tamaño y conectividad de poros y al CO disponible para los microorganismos. Esto se corrobora cuando se comparan los perfiles de AM entre muestras disturbadas y sin disturbar, de iguales características químicas, incubadas a dos humedades diferentes, donde tanto el estado de agregación como los tipos de ME se diferenciaron estadísticamente en los factores analizados. Las muestras D presentaron la mayor AM respecto a las ND, lo que está asociado a la mayor superficie de exposición en las muestras D (Thomson *et al.*, 2010). No obstante, Thomson *et al.* (2010) utilizaron muestras tamizadas por 2 mm, secadas al aire y luego rehumedecidas, mientras que en este estudio las muestras disturbadas no fueron tamizadas ni hubo secado previo al aire.

En relación a las diferentes ME, las LD presentaron significativamente mayor actividad microbiológica, tanto inicial, final y como acumulada respecto a las L y NL. Estas últimas se comportaron de manera similar entre sí. Esto evidencia que la arquitectura de ensamblado de poros de cada tipo de ME condiciona la actividad microbiológica en el suelo. Respecto a la arquitectura de poros, las LD tienen mayor porcentaje de poros elongados, mientras que las NL y L presentan, en mayor proporción, poros redondeados. Esto podría explicar, en parte, las diferencias de AM entre ellos. Por lo anterior, surge el interrogante si la arquitectura de los poros presente en las LD podría favorecer la degradación de la molécula de glifosato respecto al resto de las estructuras. La incubación de muestras con aplicación de glifosato en los mesoporos mostró que la AM de los 3 tipos de ME fue similar. No obstante, la AM de las LD no mostró diferencias con y sin glifosato agregado, mientras las L y NL si mostraron un incremento en la AM cuando fueron incubadas con glifosato respecto a la incubación sin glifosato en los mesoporos. Los porcentajes de degradación de glifosato en las L y NL fueron mayores (63,8 % para las NL y 73,5 % para las L) respecto a las LD (18,93 %); es decir que las LD, para el mismo tiempo de incubación y mayor concentración de glifosato por gramo de agregado, favorecieron en menor medida la degradación que las L y NL. Es importante resaltar que para todas las variables respuestas estudiadas en el *Ensayo 3*, principalmente las LD mostraron mayor variabilidad respecto a las demás estructuras. Esto expone que las diferencias observadas podrían haber sido mejor analizadas si se hubiera contado con un set de datos mayor. A su vez, dado que no se conocen los comportamientos de estas variables este estudio resulta un aporte importante tanto desde el punto de vista estadístico como agronómico.

No obstante, para intentar explicar el aporte de las estructuras frente a la degradación de glifosato se plantean algunas líneas de pensamiento: i) la mayor concentración inicial de glifosato por gramo de agregado en las LD respecto de NL y L no favoreció la diferenciación de la AM dentro del periodo de análisis; ii) la concentración utilizada saturó los mecanismos de degradación; iii) la alta relación A/Pe de los poros en las LD interfirió en el acceso de los microorganismos a las moléculas de glifosato; iv) las comunidades microbianas en las LD son más estables frente al agregado de fuentes carbonadas, en este caso glifosato, respecto a las comunidades predominantes en las L y NL; v) el tipo de poros predominantes y/o conectividad de los mismos en las LD no favorecen la degradación del herbicida bajo estudio; vi) el uso por escasez de una fuente carbonada por parte de las L y NL favoreció la tendencia observada hacia una mayor degradación porcentual del glifosato en esas estructuras en comparación con LD.

El procedimiento previo a las ME, secado en estufa con aplicación posterior de glifosato en los mesoporos y agua en los microporos, puede ser en parte la explicación del comportamiento diferencial de las diferentes estructuras a la degradación de glifosato. El secado pudo haber inactivado los microorganismos y el agregado de agua y glifosato pudo haberlos activado, lo que condujo a un aumento de la AM (Stevenson, 1956) haciendo un uso por exceso de los sustratos disponibles (Hassink, 1992), siendo en este caso el glifosato utilizado como fuente carbonada. La respuesta a este procedimiento de secado-humedecimiento pudo ser diferente conforme al tipo de estructura favoreciendo que la degradación de glifosato sea mayor en las estructuras L y NL respecto a las LD. A su vez, esto puede estar asociado a que las LD presentan otra comunidad microbiana no viéndose estimulada por el agregado del glifosato, dado que los mecanismos de degradación están saturados o que el acceso a las moléculas se haya visto restringido por la alta relación de área/perímetro que caracteriza a los poros presentes en las LD, ya que estas presentan poros de mayor tamaño.

Estos resultados establecen sin duda nuevos interrogantes acerca de los mecanismos y procesos que intervienen en la degradación de glifosato y otros contaminantes de importancia en el suelo en la agricultura. Queda claramente establecido a partir de los resultados de esta Tesis, que dichos estudios deben realizarse teniendo en cuenta las diferentes estructuras edáficas presentes en el suelo tal como surge de los resultados de la presente Tesis.

3.4 CONSIDERACIONES FINALES

En el presente capítulo se estudió la dinámica hídrica y el movimiento horizontal y vertical de glifosato, conforme a la cobertura y al tipo de estructura edáfica predominante en las parcelas de suelo sin disturbar a escala de laboratorio. Además, se evaluó la actividad microbiológica y la degradación de glifosato en distintos tipos de estructura.

La cobertura vegetal utilizada no tuvo incidencia en la cantidad escurrida, pero sí en la rugosidad superficial y en la generación de sedimentos. El efecto de la frecuencia de aparición de las estructuras L en las variables VFE y Sed100 no se pudo aislar estadísticamente, sin embargo, aquellas parcelas con mayor frecuencia de estructuras laminares tendieron a producir tanto los mayores volúmenes de escurrimiento como de generación de sedimentos. La [glifosato_{esc}] fue mayor en el primer ensayo de simulación de lluvia en las parcelas con cobertura mientras que no se registraron diferencias entre parcelas CC y SC para el AMPA. La [AMPA_{esc}] respondió al factor temporal, lo cual, para el tiempo de duración del ensayo, demuestra que la transformación a AMPA ocurre con cierta independencia del tipo de estructura predominante y a que el suelo esté o no cubierto. Por lo anterior surgen elementos en esta Tesis que permiten corroborar la *Hipótesis D* y la *Hipótesis F*, es decir que **no se rechazan ambas hipótesis**. Se destaca el papel de la estructura edáfica en cuanto a su incidencia sobre la generación de escurrimiento, salida de sedimentos y de contaminantes químicos como el glifosato y el AMPA en las situaciones estudiadas.

La incubación de las diferentes estructuras edáficas dio cuenta de la incidencia que tiene la estructura tanto en la actividad microbiológica como en la degradación de glifosato. Las LD conforman una arquitectura edáfica más favorable para la actividad microbiológica (mayor respiración) y se comportan de manera similar con o sin aplicación previa de glifosato. Sin embargo, las estructuras L y NL tuvieron un incremento en la actividad microbiológica al ser incubadas con glifosato, además de tener los mayores porcentajes de degradación de este herbicida. Por ello la *Hipótesis F* **no se rechaza**.

En cuanto a los objetivos planteados los mismos fueron cumplidos satisfactoriamente. En tal sentido, la realización de simulaciones de lluvias sobre parcelas CC y SC permitió evaluar la incidencia de la cobertura en la dinámica hídrica, la generación de sedimentos y el comportamiento entre el suelo/rastrojo/escurrimiento con la concentración de glifosato y AMPA.

La selección de las diferentes estructuras en función del tipo y grado sumado a los resultados de dinámica hídrica permitió establecer una relación mediante la construcción de modelos de regresión lineal.

Mediante ensayos de incubación de los diferentes tipos de estructuras edáficas con o sin aplicación previa de glifosato se logró establecer la influencia de las mismas tanto en la actividad microbiológica como en la degradación de glifosato.

Conforme a lo expuesto en este capítulo son necesarios ensayos de mayor tiempo de incubación y con concentraciones variables de glifosato para poder seguir comprendiendo el destino de este herbicida en el suelo y su comportamiento conforme a la estructura edáfica predominante.

La utilización del suelo sin disturbar en laboratorio ofrece como ventaja principal que la información obtenida proporciona una mayor fidelidad a la realidad del agroecosistema. Dentro de los aspectos menos positivos, están los asociados a la factibilidad técnica (extracción y transporte) y a la escasa información disponible sobre ensayos de simulaciones de lluvia con suelo no disturbado, para poder cotejar los resultados obtenidos. No obstante, esto puede verse como un punto fuerte de este trabajo, el cual permite interpretar de forma más real los procesos de generación de escurrimiento y erosión asociados al movimiento y persistencia del glifosato y AMPA en el ambiente.

CAPÍTULO IV

Consideraciones finales generales

La evaluación de la respuesta hidrológica, principalmente mediante el análisis del escurrimiento asociado a distintas propiedades edáficas, particularmente físicas, permiten destacar la importancia de integrar diferentes escalas de percepción, para el mejor entendimiento de un sistema tan complejo como es el agroecosistema y los procesos de contaminación que lo afectan. En tal sentido, se puede afirmar que los objetivos planteados para esta Tesis, en general, fueron alcanzados satisfactoriamente.

El estudio de la respuesta hidrológica de la microcuenca permitió obtener valores de Número de Curva calibrados *in situ* los cuales reflejaron una condición muy favorable para los procesos de infiltración del agua en el suelo y resultaron coherentes con las características y propiedades de la Serie Arroyo Dulce. Este tipo de información resulta útil en los programas de manejo integrado de cuencas y para el manejo del agua a escala de lote. A su vez, esto cobra especial relevancia por la zona de estudio, donde el cambio de uso de la tierra y de tecnología, asociados a la fragilidad del suelo y a la intensidad y cantidad de precipitaciones, favorecen el desarrollo de procesos de degradación, principalmente física y de erosión hídrica.

Asociado a la fragilidad del sistema estudiado, surge la necesidad del estudio de la interacción entre las propiedades físicas y la dinámica hídrica. Los resultados obtenidos de los ensayos de simulaciones de lluvia a escala de lote fueron dispares respecto a los hallados a escala de microcuenca. Las tasas de infiltración obtenidas a escala de lote resultaron muy bajas respecto a los Números de Curva calibrados a nivel de microcuenca. Esto pone en relieve las diferencias entre las escalas y muestra la complejidad y las fuentes de error en la modelización hidrológica en escalas de menor detalle.

Por otro lado, y opuesto a lo esperado, a escala de lote no se detectaron diferencias estacionales en las propiedades hidrológicas al aplicar lluvia simulada en parcelas con y sin cobertura durante el periodo evaluado. Estos resultados están principalmente explicados por la elevada variabilidad intrínseca de las propiedades evaluadas en relación al tipo y frecuencia de aparición de diferentes estructuras edáficas, laminares y no laminares y en menor medida por la densidad aparente y estabilidad estructural. Esto expuso la importancia de la evaluación física de los suelos ya que, tal como se ha reportado en bibliografía, condiciona el ingreso y movimiento de agua superficial. A su vez, la información obtenida en cada escala resulta complementaria para un análisis integrado. El estudio hidrológico a escala de microcuenca no detectó el efecto

proporcionado por las estructuras laminares, mientras que sí se observó a escalas más detalladas como lote/parche y laboratorio. Esto puede estar indicando una condición estructural más desfavorable del suelo sobre el que se realizó el estudio a escala de lote respecto al resto de la microcuenca estudiada.

Otro aspecto importante, fue que la intensidad de lluvia utilizada tanto en el laboratorio como en el campo fue elevada (108 y 60 mm h^{-1}) y en ambos casos la respuesta fue similar, lo que expone que las propiedades físicas principalmente, incidieron en mayor medida que la cobertura vegetal y la intensidad de lluvia en la generación de escurrimientos superficiales. Estos resultados son destacables ya que no van en línea con lo hallado en estudios de simulación de lluvia en otros Argiudoles de la Provincia de Buenos Aires, en las cuales la cobertura superficial incidió favorablemente sobre el proceso de infiltración (De la Vega *et al.*, 2004; Chagas *et al.*, 2004; Ares *et al.*, 2014b). Respecto a la cantidad de sedimentos producida tanto a campo como en el laboratorio, los menores valores se registraron en parcelas con cobertura. Resultados similares fueron hallados por Chagas *et al.* (1999); Gottfried *et al.* (2004); Jordán *et al.* (2010); Won *et al.* (2012). Es decir, que la cobertura utilizada, si bien no interfirió en la generación del escurrimiento de manera significativa, sí lo hizo en el desprendimiento y producción de sedimentos. La importancia de esto se advierte al considerar que los sedimentos representan los principales contaminantes de los cuerpos de agua originados por la actividad agrícola (Ongley, 1997).

La detección de glifosato y AMPA, tanto en el suelo como en el escurrimiento, mostró mayor variación en los ensayos realizados a escala de lote que en el laboratorio. En el campo, del total de casos analizados, se detectó glifosato en el suelo en el 54 %, mientras que en el escurrimiento se detectó en el 30 %. La probabilidad de ocurrencia de la molécula de glifosato en el escurrimiento respondió principalmente al factor fecha. A su vez esto es condicionado por las precipitaciones (intensidad, volumen y momento), la aplicación de agroquímicos (dosis, número de veces de aplicación, mezclas) en relación a las lluvias y a la frecuencia de aparición de las estructuras laminares. Respecto al AMPA, en el suelo se halló en el 30 % de las muestras analizadas, pero no se detectó en el agua de escurrimiento (*Capítulo II*). No obstante, en los ensayos de simulaciones de lluvia en el laboratorio se detectaron ambas moléculas en el 100 % de las muestras analizadas (*Capítulo III*). Este comportamiento diferencial en ambas escalas, probablemente este asociado a la mayor exposición a factores que favorecen la transformación de glifosato a AMPA en el campo. Respecto a las concentraciones

detectadas, a nivel de campo los valores obtenidos de concentración de glifosato en el escurrimiento oscilaron entre 1,63 y 10,59 $\mu\text{g l}^{-1}$ para las parcelas con cobertura y entre 5,42 y 6,35 $\mu\text{g l}^{-1}$ para aquellas sin cobertura; mientras que, en los ensayos de laboratorio, en el escurrimiento los valores promedios de glifosato y AMPA fueron de 15,96 y 33,97 $\mu\text{g l}^{-1}$ y en el suelo las concentraciones halladas fueron de 86752,56 y 2756,41 $\mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente.

El presente estudio permitió, además, la detección de la anisotropía estructural del estrato superficial del horizonte A en un suelo sin variaciones texturales y de manejo. Las estructuras predominantes fueron clasificadas como laminares, laminares débiles y no laminares. Esto se realizó en primer lugar por observación directa y luego se corroboró dicha clasificación estructural mediante análisis micromorfométricos. Las diferencias entre estructuras se manifestaron en la consistencia, contenido de carbono orgánico, actividad radicular, en la arquitectura y frecuencia de los tamaños y formas de poros, aspectos que resultan novedosos de esta Tesis. La variable frecuencia de aparición de estas estructuras, tanto a escala de lote como en las parcelas de laboratorio y asociado a las propiedades hidrofísicas medidas en esta Tesis, dan cuenta de la incidencia de las mismas sobre la variabilidad de los resultados hidrológicos encontrados.

En relación al glifosato, a escala de laboratorio el efecto de las estructuras observadas se vio exacerbado ya que el resto de las variables que podrían haber afectado la degradación de la molécula estaban fuertemente controladas. En este sentido, el tipo de estructura edáfica predominante en el suelo de estudio, no solo afectó la dinámica de las variables hidrofísicas, sino que también incidió en la degradación de glifosato y por ende, en la detección de dicha molécula y del AMPA en los diferentes compartimentos ambientales. Complementario a esto, la realización de ensayos de incubación de los diferentes tipos, clases y grados de las estructuras edáficas (laminares y no laminares) sin disturbar, permitieron generar interrogantes valiosos a la hora de diseñar futuras investigaciones sobre el papel de la estructura edáfica y su porosidad en la degradación biológica de estos contaminantes.

En síntesis, los resultados de esta Tesis son novedosos y aportan elementos originales en el complejo proceso de interpretar la dinámica y las transformaciones que sufren algunos contaminantes de importancia agronómica y ambiental en el suelo y el agua a la vez que pone de manifiesto la necesidad de abordar dichas temáticas en diferentes escalas de percepción.

BIBLIOGRAFÍA

- AAPRESID, 2015. Estimación de superficie en siembra directa Campaña 2014-2015. <https://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2016/10/Estimaci%C3%B3n-de-superficien-en-SD-1.pdf>. 23/1/2017.
- Accinelli, C; Screpanti C; Vicari A & Catizone P. 2004. Influence of insecticidal toxins from *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* on the degradation of glyphosate and glufosinate-ammonium in soil samples. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 497-507.
- Accinelli, C; Koskinen WC; Seebinger JD; Vicari A & Sadowsky J. 2005. Effects of incorporated corn residues on glyphosate mineralization and sorption in soil. *J. Agricultural and Food Chemistry* 53, 4110-4117.
- Álvarez, CR; Taboada MA; Gutierrez Boem FH; Bono A; Fernandez PL & Prystupa P. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the rolling Pampa region of Argentina. *Soil Science Society of America J.* 73, 1242–1250.
- Álvarez CR, Fernández PL & Taboada MA. 2012. Relación de la inestabilidad estructural con el manejo y propiedades de los suelos en la región pampeana. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 30(2), 173-178.
- Álvarez, CR; Taboada MA; Perelman S & Morras HJM. 2014. Topsoil structure in no-tilled soils in the Rolling Pampa, Argentina. *Soil Research* 52, 533–542. <http://dx.doi.org/10.1071/SR13281>.
- Ananda, J & Herath G. 2003. Soil erosion in developing countries: A socio-economic appraisal. *J. Environmental Economics and Management* 68, 343–353. doi: 10.1016/S0301-4797(03)00082-3.
- Aparicio, V; De Gerónimo E; Marino D; Primost J; Carriquiriborde, P & Costa J. 2013. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere* 93. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.06.041.
- Aparicio, V; De Gerónimo E; Hernández Guijarro K; Pérez D; Portocarrero R & Vidal C. 2015. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. INTA. 73p.
- Arbeletche, P & Carballo C. 2009. La expansión agrícola en Uruguay: algunas de sus principales consecuencias. *Revista de Desarrollo Rural y Cooperativismo Agrario* 12, 7–20.
- Ares, MG; Varni M; Chagas CI & Entraigas I. 2012b. Runoff curve number calibration of a 116 km² agricultural basin, Buenos Aires province, Argentina. *Revista Agrociencia (México)* 46(6), 535-541.

- Ares, MG; Varni M & Chagas CI. 2014. Erosión hídrica en una microcuenca agrícola bajo siembra directa del centro de la provincia de Buenos Aires (Water erosion in a small agricultural watershed under no-tillage in central Buenos Aires province). *Ciencia del Suelo* 32 (2), 259–270.
- Arnaez, J; Lasanta T; Ruiz-Flaño P & Ortigosa L. 2007. Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards. *Soil and Tillage Research* 93(2), 324-334.
- Arnold, JG; Srinivasan R; Muttiah RS & Williams JR. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *American Water Resources Association* 34(1), 73-89.
- Aronsson, H; Stenberg M & Ulén B. 2011. Leaching of N, P and glyphosate from two soils after herbicide treatment and incorporation of a ryegrass catch crop. *Soil and Use Management* 27, 54-68.
- Ball, BC & Robertson EAG. 1994. Soil structural and transport properties associated with poor growth of oil-seed rape in soil direct drilled when wet. *Soil and Tillage Research* 31, 119-133.
- Baltas, EA; Dervos NA & Mimikou MA. 2007. Determination of the SCS initial abstraction ratio in an experimental watershed in Greece. *Hydrology and Earth System Sciences* 11, 1825–1829.
- Baylis, AD. 2000. Why glyphosate is a global herbicide: strengths, weaknesses and prospects. *Pest Management Science* 56(4), 299-308.
- Beck, HE; Jeu RAM; Schellekens J; Van Dijk AIJM & Bruijnzeel LA. 2009. Improving curve number based storm runoff estimation using soil moisture indices. *J. Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 2(4), 250–259.
- Beketov, MA; Kefford BJ; Schafer RB & Liess M. 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 11039–11043.
- Benbrook, CM. 2016. Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environmental Sciences Europe* 28(1), 3.
- Bindraban, PS; Franke AC; Ferrar DO; Ghera CM; Lotz LAP; Nepomuceno A; Smulders MJM & van de Wiel CCM. 2009. GM-related sustainability: agro-ecological impacts, risks and opportunities of soy production in Argentina and Brazil. Wageningen: J. Plant Research.
- Boivin, P; Brunet D & Gascuel-Oudou C. 1990. Densité apparente d'échantillon de sol: método de poche plastique (en francés). *Milieux Poreux Trans. Hydriques Bull. GFHN* 28, 59–71.

- Bonel, B & Morrás H. 2000. Estudio de la morfología del horizonte superficial de un Argiudol con diferentes manejos de rastrojo. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata (editado en CD).
- Bonel, B; Morrás HJM & Bisaro V. 2005. Modificaciones en la microestructura y la materia orgánica en un Argiudol bajo distintas condiciones de cultivo y conservación. *Ciencia del Suelo* 23, 1–12.
- Borggaard, OK & Gimsing AL. 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pesticide Management Science* 64(4), 441-456.
- Boruvka, L; Donátová H & Nemecek K. 2002. Spatial distribution and correlation of soil properties in a field: a case study. *Rostlinna výroba* 48(10), 425-432.
- Brannan, KM; Mostaghimi S; McClellan PW & Inamdar S. 1999. Animal waste BMP impacts on sediment and nutrient losses in runoff from the Owl Run watershed. ASAE Paper N° 992193, 27.
- Bray, RH & Kurtz LT. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science* 59, 39-45.
- Bullock, P; Fedoroff N; Jongerius A, Stoops G; Tursina T & Babel. 1985. Handbook for soil thin section description. Waine Research Publications. 152 p.
- Burke, W; Gabriels D & Bruma J. 1986. Soil structure assessment. AA. Balkema, Rotterdam 92p.
- Cambardella, CA & Karlen DL. 1999. Spatial analysis of soil fertility parameters. *Precision Agriculture* 1(1), 5-14.
- Casas, R & Albarracín G. 2015. El Deterioro de los Suelos y del Ambiente en la Argentina. Tomo I. Editorial Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura. FECIC. 608p.
- Castiglioni, MG; Chagas CI; Massobrio MJ; Santanatoglia OJ & Buján A. 2006. Análisis de los escurrimientos de una microcuenca de Pampa Ondulada bajo diferentes sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo* 24(2), 169-176. Recuperado en 28/11/2017 de http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S185020672006000200009&lng=es&tlng=es.
- Castiglioni, MG; Kraemer FB & Morrás HJJ. 2018. Conductividad hidráulica saturada determinada por distintos procedimientos en suelos con alta humedad inicial. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 36(2), 158-169.
- Castrignanò, A; Giugliarini L; Risaliti R & Martinelli N. 2000. Study of spatial relationships among some soil physico-chemical properties of a field in central Italy using multivariate geostatistics. *Geoderma* 97(1-2), 39-60.

- Cavaliere, KMV; Silva AP; Tormena CA; Leão TP; Dexter AR & Hakansson I. 2009. Long-term effects of no-tillage on dynamic soil physical properties in a Rhodic Ferralsol in Paraná, Brazil. *Soil and Tillage Research* 103, 158-164.
- Caviglia, OP & Andrade FH. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the argentinean pampas: capture and use efficiency of environmental resources. *The Americas J. Plant Science and Biotechnology* 3, 1-8.
- Cerda, A. 1999. Parent material and vegetation affect soil erosion in eastern Spain. *Soil Science Society of America J.* 63(2), 362-368.
- Cerda, A. 2000. Aggregate stability against water forces under different climates on agriculture land and scrubland in southern Bolivia. *Soil and Tillage Research* 57, 159-166.
- Chagas, CI. 1995. Efectos de la rugosidad superficial, el tamaño de agregados y la estabilidad estructural sobre la erosión entre surcos en un Argiudol. *Ciencia del Suelo* 13(2), 85-90.
- Chagas, CI. 2007. "Calidad y contaminación del agua superficial como recurso para bebida animal en una cuenca representativa de Pampa Ondulada". Tesis Doctoral Escuela de Graduados de la Facultad de Ciencias Veterinarias UBA.
- Chagas, CI & Kraemer FB. 2018. Esguerrimiento, erosión del suelo y contaminación de los recursos hídricos superficiales por sedimentos, asociados a la actividad agropecuaria extensiva: algunos elementos para su análisis. Editorial de la Facultad de Agronomía UBA. Archivo Digital: descarga y online. 34 p. ISBN 978-987-3738-17-3.
- Chagas, CI; Lavado RS; Revilla CA & Macias GJ. 1999. Movimiento superficial de fósforo en suelos de Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo* 17(2), 46-53.
- Chagas, CI; Irurtia C; Thisted J; Santanatoglia OJ; Massobrio MJ; Castiglioni MG & Buján A. 2004. Movimiento horizontal y vertical de agua y partículas en un Argiudol bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo* 22(2), 117-122.
- Chagas, CI; Piazza MV; De Siervi M; Santanatoglia OJ; Moretton J; Paz M; Castiglioni MG & Irurtia C. 2007. Calidad de agua de escurrería superficial en sistemas ganaderos extensivos e intensivos de Argentina. *Agrochimica LI* (2-3), 130-136.
- Chagas, CI; Santanatoglia OJ; Castiglioni MG; Massobrio MJ; Buján A & Irurtia C. 2008. Número de Curva de escurrimiento para una microcuenca de Pampa Ondulada bajo labranza convencional y siembra directa. *Ciencia del Suelo* 26(1), 63-69.
- Chagas CI; Kraemer FB; Utin S; Irurtia C & Santanatoglia OJ. 2011. Influencia de las propiedades edáficas y la posición en el paisaje sobre la respuesta hidrológica de suelos pertenecientes a una cuenca de la Pampa Ondulada. *Cuadernos de Curiham* 17,1.

- Chagas, CI; Behrends Kraemer F; Santanatoglia OJ; Paz M & Moretton JA. 2014. Biological water contamination in some cattle production fields of Argentina subjected to runoff and erosion. *Spanish J. Agricultural Research* 12 (4), 1008-1017.
- Chenu, C & Cosentino D. 2011. Microbial Regulation of Soil Structure Dynamics. 10.1079/9781845935320.0037.
- Cisneros, J; Cholaky C; Cantero Gurtiérrez A; González J; Reynero M; Diez A & Bergesio L. 2012. Erosión Hídrica, Principios y Técnicas de Manejo. Universidad Nacional de Río Cuarto. UniRío. 286 p.
- Cosentino, D & Pecorari C. 2002. Limos de baja densidad: impacto sobre el comportamiento físico de los suelos de la región pampeana. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 20, 9-16.
- Cosentino, DJ & Chenu C. 2008. Los microorganismos como controladores de la arquitectura del suelo. Fertilidad física de los suelos. Editores: Miguel A. Taboada y Carina R. Alvarez. 2a ed.- Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. 272p.
- Danielson, RE & Sutherland PL. 1986. Porosity. *Methods of Soil Analysis: Part 1—Physical and Mineralogical Methods, (methodsofsoilan1)*, 443-461.
- Dao, TH. 1991. Field decay of wheat straw and its effects on metribuzin and S-ethyl metribuzin sorption and elution from crop residues. *J. Environmental Quality* 20, 203–208.
- De Battista, JJ; Andriulo A; Ferrari M & Pecorari C. 1994. Evaluation of the soil structural condition under various tillage systems in the Pampa Húmeda. In 13. International Conference on Soil Tillage for Crop Production and Protection of the Environment, Aalborg (Denmark), 24-29 Jul 1994. KVL, ISTRO.
- De la Vega, G; Castiglioni MG; Massobrio MJ; Chagas CI; Santanatoglia OJ & Irurtia C. 2004. Infiltración de un Argiudol vértico bajo siembra directa en condiciones variables de cobertura y humedad inicial. *Ciencia del Suelo* 22(1), 52-55.
- De Siervi, M; Iorio AF & Chagas CI. 2005. Heavy metals in sediments and runoff waters in soils of the Matanza river basin (Argentina). *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36, 2303-2314.
- De Vente, J. 2005. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. *Earth Science Reviews* 71, 95-125.
- Defra, 2002. The Government's strategic review of diffuse water pollution from agriculture in England. Agriculture and water: a diffuse pollution review. Department for Environment Food and Rural Affairs, United Kingdom, 16-24p.

- Díaz, EL. 2008. Evaluación de residuos de plaguicidas en suelos y aguas cultivados con arroz en Entre Ríos. Memorias. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Luis, Argentina. 13 al 16 de mayo, 2008.
- Dou, Z; Toth JD; Allshouse R; Ramberg CF; Ferguson JD & Moore JA. 2000. Phosphorus fraction distributions in animal manure. Animal, agricultural and food processing wastes. Proceedings of the Eighth International Symposium, Des Moines, Iowa, USA, 9-11 October, 2000. 1-9p.
- Drewry, JJ & Paton RJ. 2005. Soil physical quality under cattle grazing of a winter-fed brassica crop. *Australian Journal of Soil Research* 43, 525–531.
- Eberbach, P. 1998. Applying non-steady-state compartmental analysis to investigate the simultaneous degradation of soluble and sorbed glyphosate (N-(phosphonomethyl)glycine) in four soils. *Pesticide Science* 52, 229-240.
- Elhakeem, M & Papanicolaou AN. 2009. Estimation of the runoff curve number via direct rainfall simulator measurements in the state of Iowa, USA. *Water Resources Management* 23(12), 2455-2473.
- FAO, 2004. Desarrollo de la siembra directa en el Brasil Tropical La historia de las actividades exitosas de una ONG. <http://www.fao.org/docrep/007/y2638s/y2638s00.htm#Contents>. 10/05/2018.
- FAO, 2016. Soil degradation. <http://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/en/>. 25/10/2016.
- FAO, 2017. The future of food and agriculture. Trends and challenges. <http://www.fao.org/3/a-i6583e.pdf>. 9/05/2018.
- Fernández, P; Alvarez C & Taboada MA. 2012. Assessment of soil physical properties in integrated crop-livestock systems in mollisols of Argentina. *Grazing Ecology: Vegetation and Soil Impact* 149-170.
- Flury, M. 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils—a review. *J. Environmental Quality* 25, 25–45.
- Franzluebbers, AJ & Arshad MA. 1997. Soil microbial biomass and mineralizable carbon of water-stable aggregates. *Soil Science Society of America J.* 61, 1090-1097.
- Franzluebbers, AJ. 2002. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil and Tillage Research* 66(2), 197-205.
- Fuentes, NO & Favret EA. 2002. Surface characterization of materials using the RIMAPS technique. *Microscopy and Analysis* 23-26.
- Gabioud, EA; Wilson MG & Sasal MC. 2011. Análisis de la estabilidad de agregados por el método de Le Bissonnais en tres órdenes de suelos. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 29, 129-139.

- Gale, WJ; Cambardella CA & Bailey TB. 2000a. Surface residue and root-derived carbon in stable and unstable aggregates. *Soil Science Society of America J.* 196-201.
- Gholami, L; Sadeghi SHR & Homae M. 2016. Different effects of sheep manure conditioner on runoff and soil loss components in eroded soil. *Catena* 139, 99-104.
- Gimsing, AL & Borggaard OK. 2007. Phosphate and glyphosate adsorption by hematite and ferrihydrite and comparison with other variable-charge minerals. *Clays and Clay Minerals*, 55(1), 108-114.
- Gjettermann, B; Petersen CT; Koch CB; Spliid NH; Grøn C; Baun DL & Styczen M. 2009. Particle-facilitated pesticide leaching from differently structured soil monoliths. *J. environmental quality* 38(6), 2382-2393.
- Gómez, JA & Nearing MA. 2005. Runoff and sediment losses from rough and smooth soil surfaces in a laboratory experiment. *Catena* 59(3), 253-266. ISSN 0341-8162, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2004.09.008>.
- Gottfriedt, G; De Siervi M; Chagas C & de Lorio F. 2004. Erosión laminar en suelos de Pampa Ondulada con contenidos contrastantes de sodio intercambiable. *Ciencia del Suelo* 22 (2), 123-128.
- Greenland, DJ. 1977. Soil damage by intensive arable cultivation: temporary or permanent? *Philosophical Transactions of the Royal Society. London* 281, 193-208.
- Grunewald, K; Schmidt W; Unger C & Hansmann G. 2001. Behavior of glyphosate and AMPA in soils and water or reservoir Radebourg II catchment. *J. Plant Nutrition and Soil Science* 164, 65-70.
- Guerrero-Ortiz, PL; Quintero-Lizaola R; Espinoza-Hernández V; Benedicto Valdés GS & Sánchez-Colín MJ. 2012. Respiración de CO₂ como indicador de la actividad microbiana en abonos orgánicos de lupinus terra latinoamericana. *Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A. C.Chapingo, México* 30-4, 355-362.
- Hassink, J. 1992. Effects of soil texture and structure on carbon and nitrogen mineralization in grassland soils. *Biology and Fertility of Soils* 14, 126-134.
- Hawkins, RH. 1993. Asymptotic determination of runoff curve numbers from data. *J. Irrigation and Drainage Engineering* 119 (2), 334-345.
- Hermawan, B & Cameron KC. 1993. Structural changes in a silt loam under long-term conventional or minimum tillage. *Soil and Tillage Research* 26(2), 139-150.
- Hiera da Cruz, L; de Santana H; Vieira Zaia CTB & Morozin Zaia DA. 2007. Adsorption of glyphosate on clays and soils from Paraná state: effect of pH and competitive adsorption of phosphate. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50, 385-394.
- Hillebrand, H; Bennett DM & Cadotte MW. 2008. Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology* 89,1510-1520.

- Holland, JM. 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 1-25.
- Horn, R; Way T & Rostek J. 2003. Effect of repeated tractor wheeling on stress/strain properties and consequences on physical properties in structured arable soils. *Soil and Tillage Research* 73, 101–106.
- Hudson, N. 1982. *Conservación del suelo*. Reverte.
- InfoStat / P v1.1. 2002. InfoStat, v. 1.1. Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina.
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 1974. Carta de Suelos de la República Argentina Hoja 3360-33 Pérez Millán, E 1:50.000. INTA. 45p.
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 2019. Instituto de Clima y Agua. Serie de datos climáticos de la Estación Experimental Pergamino.
- Irurtia, C; Berón R; Costamagna O & Glave A. 1988. El Deterioro del Ambiente en la República Argentina. Provincia de Buenos Aires. En: A. Prego (ed.). *Prosa-FECIC*. 55-64.
- Irurtia, CB & Mon R. 1994. Microsimulador de lluvia para determinar infiltración a campo. Instituto de suelos INTA-Castelar. Publicación N° 176. 18p.
- Jacobs, JH & Srinivasan R. 2005. Effects of curve number modification on runoff estimation using WSR-88D rainfall data in Texas watersheds *J. Soil and Water Conservation* 60 (5), 274-279.
- Jordan, TE; Correll DL & Weller DE. 1997. Nonpoint source discharges of nutrients from Piedmont watersheds of Chesapeake Bay. *JAWRA J. the American Water Resources Association* 33(3), 631-645.
- Jordán, A; González FA & Zavala LM. 2010. Re- establishment of soil water repellency after destruction by intense burning in a Mediterranean heathland (SW Spain). *Hydrology Process* 24, 736-748. doi:10.1002/hyp.7519.
- Juarez, S; Nunan N; Duday AC; Pouteau V; Schmidt S; Hapca S & Chenu C. 2013. Effects of different soil structures on the decomposition of native and added organic carbon. *European J. soil biology* 58, 81-90.
- Kay, BD & Angers DA. 2000. Soil structure. En: Sumner, M. (ed.). *Handbook of Soil Science*. CRC Press. Boca Raton, FL, USA. 229-276.
- Kraemer, FB. 2015. Influencia de la granulometría y la mineralogía en el comportamiento hidro-físico y estructural en suelos con distinta intensidad y secuencia de cultivos bajo siembra directa. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

- Kraemer, FB & Chagas CI. 2016. Movimiento de contaminantes microbiológicos asociados a la actividad ganadera en una cuenca de la Pampa Ondulada de Argentina. En: NMB Amaral Sobrinho, CI Chagas, E Zonta (Eds) Impactos ambientais provenientes da produção agrícola: Experiências Argentinas e Brasileiras. FAPERJ. Editorial: LIVRE EXPRESSÃO, Rio de Janeiro Brasil. PP 465-490. ISBN: 978-85-7984-900-8).
- Kraemer, FB; Chagas CI; Irurtia C & Garibaldi LA. 2011. Bacterial retention in three soils of the Rolling Pampa, Argentina, under simulated rainfall. *J. Soil Science and Environmental Management* 2(11), 341-353.
- Kraemer, FB; Chagas CI; Cosentino DJ & Garibaldi LA. 2013. Adsorption and affinity of *Escherichia coli* to different aggregate sizes of a silty clay soil. *International J. Sediment Research* 28, 535-543.
- Kraemer, FB; Chagas CI; Vázquez-Amábile G; Paz M & Moretton JA. 2014. Estimación de escenarios de contaminación por coliformes fecales en una microcuenca de la Pampa Ondulada mediante el empleo de un modelo predictivo. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 46(2), 83-96.
- Kraemer, FB; Favret E & Morrás HM. 2016. Análisis descriptivos y cuantitativos de niveles microestructurales en siembra directa mediante análisis de imágenes y RIMAPS (Rotated Image with Maximum Average Power Spectrum). Enviado a XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. AACS. Rio Cuarto, Córdoba. Argentina.
- Kraemer, FB; Soria MA; Castiglioni MG; Duval M; Galantini J & Morrás H. 2017. Morphostructural evaluation of various soils subjected to different use intensity under no-tillage. *Soil and Tillage Research* 169, 124–137.
- Kraemer, FB; Morrás HJM & Castiglioni MG. 2018. Evaluación micromorfométrica de la porosidad de un Argiudol típico bajo siembra directa con dos intensidades de uso bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 36(1), 138-156.
- Kraemer, FB; Fernández PL; Castiglioni, ML & Morrás HJM. 2012. Evaluación del tiempo de inmersión de los agregados en el tratamiento de humedecimiento rápido de la técnica de Le Bissonnais. In Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. 19. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 23. 2012 04 16-20, 16 al 20 de abril de 2012. Mar del Plata, Buenos Aires. AR.
- Kraemer, FB & Morrás HM. 2018. Estructura y compactación de suelos pampeanos cultivados en siembra directa con distintos niveles de intensificación. Libro: Compactaciones naturales y antrópicas en suelos argentine. Editorial: Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Buenos Aires. 415–449.
- Ladd, JN; Foster RC; Nannipieri P & Oades JM. 1996. In: *Soil Biochemistry*, Marcel Dekker, New-York. 23-28.

- Lal, R. 1997. Degradation and resilience of soils. *Philos. Trans. R. Society B: Biological Sciences* 352, 997–1010. doi:10.1098/rstb.1997.0078.
- Lal, R. 1999. Soil management and restoration for C sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effect. *Progress in Environmental Science* 1(4), 307-326.
- Lal, R. 2008. Soils and sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 28(1), 57-64.
- Lal, R. 2015. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability* 2015, 7, 5875-5895. doi: 10.3390/su7055875.
- Langmaack, M. 1999. Earthworm communities in arable land influenced by tillage, compaction and soil. *Z. Ökol. Natursch* 8, 11–21.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European journal of soil science* 47, 425-437.
- Leonard, RA. 1990. Movement of pesticides into surface waters. In H.H. Cheng (ed.) *Pesticides in the soil environment: Process, impacts, and modeling*. SSSA Book Ser. 2. SSSA, Madison, WI. 03–350.
- Li, Z; Ma Z; van der Kuijp TJ; Yuan Z & Huang L. 2014. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment. *Science of the total environment* 468, 843-853.
- Locke, MA & Bryson CT. 1997. Herbicide-soil interactions in reduced tillage and plant residue management systems. *Weed Science* 45, 307-320.
- Locke, MA; Zablotowicz RM & Reddy KN. 2008. Integrating soil conservation practices and glyphosate-resistant crops: impacts on soil. *Pest Management Science* 64, 457-469. doi:10.1002/ps.1549.
- Maggi, A; Kraemer FB; Introcaso R & Thompson D. 2016. Caracterización física y química de un Argiudol vértico de la Pampa Ondulada con erosión hídrica en el surco y entresurco. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 34(1), 113-126.
- Mamy, L. 2004. Comparaison des impacts environnementaux des herbicides à large spectre et des herbicides sélectifs: Caractérisation de leur devenir dans le sol et modélisation. [In French.] Ph.D. thesis. Institut National Agronomique Paris-Grignon.
- Mamy, L; Barriuso E & Gabrielle B. 2016. Glyphosate fate in soils when arriving in plant residues. *Chemosphere* 154, 425–433. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.03.104.
- Marshall, KC. 1980. Adsorption of microorganisms to soils and sediments. In: Bitton, G., Marshall, K.C. (Eds.), *Adsorption of Microorganisms to Surfaces*, Wiley, New York, 317–330.

- Marshall, KC. 1985. Mechanisms of bacterial adhesion at solid-water interfaces. In: Savage, D.C., Fletcher, M. (Eds.). *Bacterial Adhesion* Plenum Press, New York, 133–161.
- Masís Campos, R & Vargas Picado H. 2014. Incremento de áreas impermeables por cambios de usos de la tierra en la microcuenca del río Burío. *Revista Reflexiones* 93 (1), 33-46.
- Mishra, SK & Singh V. 2003. *Soil Conservation Service Curve Number (SCS-CN) methodology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 513p.
- Montgomery, JH. 1993. *Agrochemicals Desk Reference: Environmental Data*, Lewis Publ., Chelsea, MI, USA, 672p.
- Morillo, E; Undabeytia T; Maqueda C & Ramos A. 2000. Glyphosate adsorption on soils of different characteristics. Influence of copper addition. *Chemosphere* 40, 103-107.
- Morrás, HJM, Tonel B & Michelena R. 2004. Características microestructurales del horizonte superficial de algunos suelos pampeanos bajo siembra directa. XIX Congreso Argentino de La Ciencia Del Suelo, Paraná.
- Morrás, H; Bonel B; Moretti L; Favret E & Bressan E. 2008. Porosidad y microestructura superficial de un Argiudol típico bajo siembra directa y labranza reducida. En: *Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, AACS; 2008. May 13-16; San Luis, Argentina.*
- Morrás, H; Bonel B; Fernandez P; Kraemer F & Alvarez C. 2012. Topsoil microstructural models in no-till Pampean Mollisols of Argentina. Morphology and development. *Proceedings of the 14th International Working Meeting on Soil Micromorphology. Lleida, España.*
- Mualem, Y. 1986. Hydraulic conductivity of unsaturated soils: Prediction and formulas. En: *Methods of Soil Analysis, Part 1. A. Klute, ed. American Society of Agronomy. Madison, WI. 799-823.*
- Munkholm, LJ; Schjønning P; Rasmussen KJ & Tanderup K. 2003. Spatial and temporal effects of direct drilling on soil structure in the seedling environment. *Soil and Tillage Research* 71(2), 163-173.
- Murphy, J & Riley HP. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica chimica acta* 27, 31-36.
- Myers, JL & Wagger MG. 1996. Runoff and sediment loss from three tillage systems under simulated rainfall. *Soil and Tillage Research* 39, 115–129. doi:10.1016/S0167-1987(96)01041-0.

- Naeem, S; Iii FSC; Costanza R; Ehrlich PR; Golley FB; Hooper DU; Lawton JH; Neill RVO; Mooney HA; Sala OE; Symstad AJ & Tilman D. 1999. *Issues Ecology* 4, 1–14. doi:1092-8987.
- Navas, A; Alberto F; Machín J & Galan A. 1990. Design and operation of rainfall simulator for field studies of runoff and soil erosion. *Soil Technology* 3, 385-397.
- Nedelkoska, TV & Low GKC. 2004. High-performance liquid chromatographic determination of glyphosate in water and plant material after pre-column derivatisation with 9-fluorenylmethyl chloroformate. *Analytica chimica acta* 511, 145–153.
- Novelli, LE; Caviglia OP & Melchiori RJM. 2011. Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. *Geoderma* 167-168, 254-260.
- Novelli, LE; Caviglia OP; Wilson MG & Sasal MC. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol. *Geoderma* 195–196, 260-267.
- Ongley, ED. 1997. *Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje N° 55*, FAO, Roma. 116p.
- Okada, E; Costa JL & Bedmar F. 2016. Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage. *Geoderma* 263, 78-85.
- Pagliai, M; LaMarca M & Lucamante, G. 1983. Micromorphometric and micromorphological investigations of a clay loam soil in vitiviniculture under zero and conventional tillage. *Soil Science* 34, 391–403.
- Pagliai, M; Marsili A; Servadio P; Vignozzi N & Pellegrini S. 2003. Changes in some physical properties of a clay soil in Central Italy following the passage of rubber tracked and wheeled tractors of medium power. *Soil and Tillage Research* 73, 119–129.
- Pagliai, M; Vignozzi N & Pellegrini S. 2004. Soil structure and the effect of management practices. *Soil and Tillage Research* 79, 131–143. doi:10.1016/j.still.2004.07.002.
- Paradelo, M; Norgaard T; Moldrup P; Ferré TPA; Kumari K. GID; Arthur E & De Jonge LW. 2015. Prediction of the glyphosate sorption coefficient across two loamy agricultural fields. *Geoderma* 259, 224-232.
- Paz-Gonzalez, A; Vieira SR & Castro MTT. 2000. The effect of cultivation on the spatial variability of selected properties of an umbric horizon. *Geoderma* 97(3-4), 273-292.
- Peleretegui, MF; Plaza de Ayala R & Chagas CI. 2003. Rugosidad y cobertura superficial de un Argiudol Vértico de la Pampa Ondulada (Buenos Aires, Argentina) sometido a lluvias naturales. *Ciencia del Suelo* 21(1), 30-33.

- Petersen, CT; Holm J; Koch CB; Jensen HE & Hansen S. 2002. Movement of pendimethalin, ioxynil and soil particles to field drainage tiles. *Pesticide Management Science* 59, 85–96.
- Peruzzo, P; Marino D; Cremonese C; da Silva M; Porta A & Ronco A. 2003. Impacto de pesticidas en aguas superficiales y sedimentos asociado a cultivos por siembra directa. AGUA 2003 (IWA), Memorias Conferencia Internacional Usos Múltiples del Agua, 29 September October 2003, Cartagena de Indias, Colombia. 135e142.
- Peruzzo, PJ; Porta AA & Ronco AE. 2008. Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in North pampasic region of Argentina. *Environmental Pollution* 156, 61-66. doi:10.1016/j.envpol.2008.01.015.
- Pimentel, D; Harvey C; Resosudarmo P; Sinclair K; Kurz D; McNair M & Blair R. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267(5201), 1117-1123.
- Pipke, R & Amrhein N. 1988. Degradation of the phosphonate herbicide glyphosate by *Arthrobacter atrocyaneus* ATCC 13752. *Applied and Environmental Microbiology* 54(5), 1293-1296.
- Polard, T; Jean S; Gauthier L; Laplanche C; Merlina G; Sánchez-Pérez JM & Pinelli E. 2011. Mutagenic impact on fish of runoff events in agricultural areas in south-west France. *Aquatic Toxicology* 101(1), 126–134.
- Porta Casanellas, J; López-Acevedo Reguerín M & Roquero de Laburu C. 2003. Edafología: para la agricultura y el medio ambiente.
- Prata, F; Camponez V; Lavorenti A; Tornisiello VL & Borges J. 2003. Glyphosate sorption and desorption in soils with distinct phosphorus levels. *Journal of Agricultural Science* 60, 175-180.
- Proia, L; Osorio V; Soley S; Köck-Schulmeyer M; Pérez S; Barceló D; Romaní AM & Sabater S. 2013. Effects of pesticides and pharmaceuticals on biofilms in a highly impacted river. *Environment Pollution* 178, 220–228.
- Prove, BG; Loch RJ; Foley JL; Anderson VJ & Younger DR. 1990. *Australian Journal of Soil Research* 28, 577-590.
- Quirós, R; Boveri MB; Petracchi CA; Rennella AM; Rosso JJ; Sosnovsky A & von Bernard HT. 2006. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas (p: 1-16). En J.G. Tundisi, T. Matsumura-Tundisi, C. Sidagis Galli (eds.). *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*, Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de

- Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Inter-Academy Panel on International Issues, InterAmerican Network of Academies of Sciences. 531.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org>.
- Rampoldi, EA; Hang S & Barriuso Benito E. 2011. Fate of Glyphosate in Crop Residues. *Soil Science Society American Journal* 75, 553-559.
- Rampoldi, EA; Hang S & Barriuso Benito E. 2014. Retención y degradación de glifosato en mezclas de rastrojo de maíz y soja con suelo. *Ciencia del Suelo* 32 (2), 271-282. <https://prodinra.inra.fr/record/305932>.
- Reboratti, C. 2010. Un mar de soja: la nueva agricultura en Argentina y sus consecuencias. *Revista Geografía Norte Gd.* 45, 63–76.
- Reynolds, WD; Bowman BT; Drury CF; Tan CS & Lu X. 2002. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. *Geoderma* 110, 131-146. •
- Richards, LA. 1965. Physical condition of water in soil. En: C.A. Black (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Properties Including Statistics of Measurement and Sampling*. Agronomy 9. American Society of Agronomy, Madison 128-152.
- Romero, P; Castro G & Gómez JA. 2007. Curve Number values for olive orchards under different soil management. *Soil Science Society of America J.* 71(6), 1758-1769.
- Roy, RN; Misra RV; Lesschen JP & Smaling EM. 2003. Assessment of soil nutrient balance. Approaches and methodologies. *FAO fertilizers and plant nutrition bulletin* 14. Rome. 87p.
- RStudio Team. 2016. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Rueppel, ML; Brightwell BB; J Schaefer & JT Marvel. 1977. Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water. *J. Agricultural Food Chemistry* 25, 517-528.
- Sainz, D; Kraemer F; Carfagno P; Eiza M & Chagas C. 2017. Advances in the study of the movement of glyphosate, AMPA and sediments in a Typic Argiudoll in a micro basin of the Arrecifes River under no-tillage. Resúmen. Congreso de Aapresid 2017.
- Salinas-García, JR; Hons FM & JE Matocha. 1997. Long-term effects of tillage and fertilization on soil organic matter dynamics. *Soil Science Society of America J.* 61, 152-159.
- Santanatoglia, OJ; A Iorio de; CI Chagas; M Massobrio; A Rendina; M Castiglioni & M Bargiela. 2006. Escurrimiento, sólidos totales y propiedades químicas del agua del

- Arroyo del Tala (San Pedro, Buenos Aires, Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía UBA*, 26(2), 121-131.
- Santanatoglia, OJ; Chagas CI; Massobrio MJ; Castiglioni MG & Buján A (editores). 2012. *Investigaciones sobre el comportamiento hidrológico y los procesos de degradación de tierras de la cuenca del Arroyo del Tala*, Buenos Aires, Argentina. Editorial Imágen, Daireux, Bs As, 241p.
- Sasal, MC. 2012. Factores condicionantes de la evolución estructural de suelos limosos bajo siembra directa. Efecto sobre el balance de agua. Tesis Doctoral. Escuela para Graduados Alberto Soriano, Facultad Agronomía UBA. 126p.
- Sasal, MC; Andriulo AE & Taboada MA. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil and Tillage Research* 87, 9–18. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.02.025>.
- Sasal, MC; Andriulo AE; Wilson MG & Portela SI. 2010. Pérdidas de glifosato por drenaje y escurrimiento en Molisoles bajo siembra directa. *Información Tecnológica* 21, 135–142. doi:10.1612/inf.tecnol.43741it.09.
- Sasal, MC; Léonard J; Andriulo A & Boizard H. 2017. A contribution to understanding the origin of platy structure in silty soils under no tillage. *Soil and Tillage Research* 173, 42–48.
- Saygin, SD; Cornelis WM; Erpul G & Gabriels D. 2012. Comparison of different aggregate stability approaches for loamy sand soils. *Applied soil ecology*, 54, 1-6.
- Screpanti, C & Accinelli C. 2005. Glyphosate and glufosinate-ammonium runoff from a corn-growing area in Italy. *Agronomy for Sustainable Development* 25(3), 407-412.
- Selim, HM; Zhou L & Zhu H. 2003. Herbicide retention in soil as affected by sugarcane mulch residue. *J. Environmental Quality* 32, 1445–1454.
- Sharpley, AN. 1985. The selective erosion of plant nutrients in runoff. *Soil Science Society of America J.* 49, 1527-1534.
- Sharpley, AN. 1995. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environmental Quality* 24, 920-926.
- Sheals, J; Sjöberg S & Persson P. 2002. Adsorption of glyphosate on goethite: molecular characterization of surface complexes. *Environmental science & technology* 36(14), 3090-3095.
- Shinabarger, DL & Braymer HD. 1986. Glyphosate catabolism by *Pseudomonas* sp. strain PG2982. *J. bacteriology* 168(2), 702-707.
- Shipitalo, MJ & Protz R. 1987. Comparison of morphology and porosity of a soil under conventional and zero tillage. *Canadian J. Soil Science* 67, 445–456.

- Shipitalo, MJ & Owens LB. 2006. Tillage system, application rate, and extreme event effects on herbicide losses in surface runoff. *J. Environmental Quality* 35, 2186–2194.
- Simonsen, L; Fomsgaard I; Svensmark B & Spliid NH. 2008. Fate and availability of glyphosate and AMPA in agricultural soil. *J. Environmental Science and Health, B* 43, 365-375.
- Snedecor, GW & Cochran WG. 1980. *Statistical methods*, 7th Edn. Iowa University Press. Soil Conservation Service (1972). *Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soils samples*. Soil Survey Report, 1. USDA, Washington (USA).
- Soracco, CG; Lozano LA; Sarli GO; Gelati PR & Filgueira RR. 2010. Anisotropy of saturated hydraulic conductivity in a soil under conservation and no-till treatments. *Soil and Tillage Research* 109(1), 18-22.
- Soulis, KX; Valiantzas JD; Dercas N & Londra PA. 2009. Investigation of the direct runoff generation mechanism for the analysis of the SCS-CN method applicability to a partial area experimental watershed. *Hydrology and Earth System Sciences* 13(5), 605-615.
- Sprankle, P; Meggitt WF & Penner D. 1975. Adsorption, mobility, and microbial degradation of glyphosate in the soil. *Weed Science* 23, 229-234.
- Stevenson, I. 1956. Some observations on the microbial activity in remoistened air-dried soils. *Plant and Soil* 8(2), 170-182.
- Strock, JS; Cassel DK & Gumpertz ML. 2001. Spatial variability of water and bromide transport through variably saturated soil blocks. *Soil Science Society of America J.* 65(6), 1607-1617.
- Strudley, MW; Green TR & Ascough JC II. 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. *Soil and Tillage Research* 99 (1), 4-48.
- Taboada, MA; Barbosa OA & Cosentino DJ. 2008. Null creation of airfilled structural pores by soil cracking and shrinkage in silty loam soils. *Soil Science* 173, 130–142.
- Taboada-Castro, MM; Rodríguez-Blanco ML; Taboada-Castro MT & Oropeza-Mota JL. 2011. Vulnerabilidad estructural en suelos de textura gruesa bajo cultivo y huerta. *Terra Latinoamericana* 29, 11–21.
- Tebbe, CC & Reber HH. 1988. Utilization of the herbicide phosphinothricin as a nitrogen source by soil bacteria. *Applied Microbiology and Biotechnology* 29, 103-105.
- Tebrugge, F & During RA. 1999. Reducing tillage intensity—A Review of results from a long-term study in Germany. *Soil and Tillage Research* 53, 15–28.

- Tedela, NH; McCutcheon SC; Rasmussen TC; Hawkins RH; Swank WT; Campbell JL; Adams MB; Jackson CR & Tollner EW. 2012. Runoff Curve Number for 10 small forested watersheds in the mountains of the eastern United States. *J. Hydrologic Engineering* 17, 1188-1198.
- Thompson, SE; Katul GG; Porporato A. 2010 Role of microtopography in rainfall-runoff partitioning: an analysis using idealized geometry. *Water Resources Research* 46 (7), W07520.
- Torstensson, L. 1985. Behaviour of glyphosate in soils and its degradation. In *The Herbicide Glyphosate*; Grossbard, E., Atkinson, D., Eds.; Butterworth: London, U.K. 137-149
- Tscharntke, T; Klein MA; Kruess A; Steffan- Dewenter I & Thies C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857–874, 9-11 October, 2000. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00782.xUSA
- USDA NRCS, 2004. Estimation of direct runoff from storm rainfall. *National Engineering Handbook Part 630. Hydrology. Chapter 10.*
- USDA SCS. 1985. *National Engineering Handbook, Section 4. U.S. Government. Printing Office, Washington DC.*
- USDA-NRCS. 2006. The soil conditioning index SCI. Available at <http://soils.usda.gov/sqi/assessment/sci.html>. USDA-NRCS, Washington, DC.
- Van Mullem, JA; Hawkins RH; Hjelmfelt AT & Quan QD. 2002. Runoff Curve Number method: Beyond the handbook. *Second Federal Interagency Hydrologic Modelling Conference, Las Vegas.*
- van Genuchten, MTh. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America J.* 44, 892–898.
- van Genuchten, MTh; Leij FJ & Yates SR. 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. EPA/600/2-91/065.
- Vanden Bygaart, A; Protz R; Tomlin A & Miller J. 1999. Tillage system effects on near-surface soil morphology: observations from the landscape to micro-scale in silt loam soils of southwestern Ontario. *Soil and Tillage Research* 51, 139–149. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00050-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00050-1).
- Vangeli, S. 2019. El avance de la agricultura en tierras con características hidromórficas bajo uso de pastizal. Su efecto sobre algunas propiedades edáficas y la calidad del agua de escurrimiento. Tesis de Maestría. Escuela para graduados, Facultad de Agronomía. 163p.

- Vaz, CM; Bassoi LH & Hopmans JW. 2001. Contribution of water content and bulk density to field soil penetration resistance as measured by a combined cone penetrometer–TDR probe. *Soil and Tillage Research* 60(1-2), 35-42.
- Veiga, F; Zapata JM; Fernandez Marcos ML & Alvarez E. 2001. Dynamics of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in a forest soil in Galicia, north-west Spain. *Science of the Total Environment* 271, 135e144.
- Vereecken, H. 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Management Science* 61, 1139-1151.
- Viglizzo, E & Jobbágy EG. 2010. Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico ambiental. Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Viglizzo, EF; Carreño LV; Volante J & Mosciaro MJ. 2011. Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. *INTA* 24, 740p. doi:10.1038/35105052.
- Villholth, KG; Jarvis NJ; Jabobson OH & de Jonge H. 2000. Field investigations and modelling of particle-facilitated pesticide transport in macroporous soil. *J. Environmental Quality* 29, 1298–1309.
- von Wirén- Lehr, S; Komoža D; Gläbgen WE; Sandermann H Jr & Scheunert I. 1997. Mineralization of [14C] glyphosate and its plant- associated residues in arable soils originating from different farming systems. *Pesticide Science* 51(4), 436-442.
- Voorhees, WB & Lindstrom MJ. 1984. Long-Term Effects of Tillage Method on Soil Tilt Independent of Wheel Traffic Compaction. *Soil Science Society of America J.* 48(1), 152-156.
- Walkley, A & Black IA. 1934. An examination of the Degjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *J. American Society of Agronomy* 24, 256-275.
- Walsh, RPD; Coelho C; Elmes A; Ferreira AJD; Goncalves AJB; Shakesby RA; Ternan JL & Williams AG. 1998. Rainfall simulation plot experiments as a tool in overland flow and soil erosion assessment, north–central Portugal. *Geodynamik* 19 (3/4), 139–152.
- Wang, J; Huang J; Zhao X; Wu P; Horwath WR; Li H; Jing Z & Chen X. 2014. Simulated Study on Effects of Ground Managements on Soil Water and Available Nutrients in Jujube Orchards. *Land Degradation & Development* 27(1), (35-42).
- Wang, X; Yost RS & Linqvist BA. 2001. Soil aggregate size affects phosphorus desorption from highly weathered soils and plant growth. *Soil Science Society of America J.* 65 (2001), 139-146.

- Wang, YQ & Shao MA. 2013. Spatial variability of soil physical properties in a region of the Loess Plateau of PR China subject to wind and water erosion. *Land Degradation & Development* 24(3), 296-304.
- WCED, 1987. *Our Common Future*. World Commission on Environment and Development Oxford University Press, Oxford.
- Wilson, M; Oszust J; Sasal C & Paz Gonzales A. 2010. Variación espacial de la resistencia mecánica a la penetración y su relación con estados estructurales del suelo bajo distintas secuencias de cultivos. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario.
- Wilson, MG; Sasal MC & Caviglia OP. 2013. Critical bulk density for a Mollisol and a Vertisol using least limiting water range: Effect on early wheat growth. *Geoderma* 192, 354–361.
- Wischmeier WH & Smith DD. 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses. *Agriculture Handbook* 537. United States Department of Agriculture. Science and Education Administration. 58p.
- Wischmeier, WH; Johnson CB & Cross BV. 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *J. Soil and Water Conservation* 26, 189-193.
- Won, C; Choi Y; Shin MH; Lim K & Choi J. 2012. Effects of rice straw mats on runoff and sediment discharge in a laboratory rainfall simulation. *Geoderma* 189–190, 164–169. 10.1016/j.geoderma.2012.06.017.
- Yang, YS; Bu CF; Mu XM & Zhang KK. 2015. Effects of differing coverage of moss-dominated soil crusts on hydrological processes and implications for disturbance in the Mu Us Sandland, China. *Hydrological Processes* 29, 3112–3123.
- Yoo, K; Amundson R; Heimsath AM & Dietrich WE. 2006. Spatial patterns of soil organic carbon on hillslopes: integrating geomorphic processes and the biological C cycle. *Geoderma* 130(1-2), 47-65.
- Zhou, H; Li BG & Lu YZ. 2009. Micromorphological analysis of soil structure under no tillage management in the black soil zone of Northeast China. *J. Mountain Science* 6(2), 173–180. doi: 10.1007/s11629-009-1034-2.
- Zuur, AF; Ieno EN; Walker N; Saveliev AA & Smith GM. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Biomedical and Life Sciences. doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6. Print ISBN 978-0-387-87457-9.

ANEXO 1

Subgrupos de variables asociados al muestreo de suelos y a ensayos de simulación de lluvias a campo.

S1: Propiedades físicas del suelo

Correlaciones y selección de variables

La DAP se correlacionó significativamente con la fecha y profundidad de muestreo y con la humedad (H) del suelo. Mediante observación gráfica y corroboración numérica, se constató la variación de la correlación entre la H y DAP conforme a la profundidad, siendo: correlación significativa a 0-5 (r: -0,56; P -valor = 0,002), no significativa a 5-10 (r: -0,21; P -valor = 0,280) y significativa a 10-20 cm (r: 0,67; P -valor = $9,216 \times 10^{-5}$).

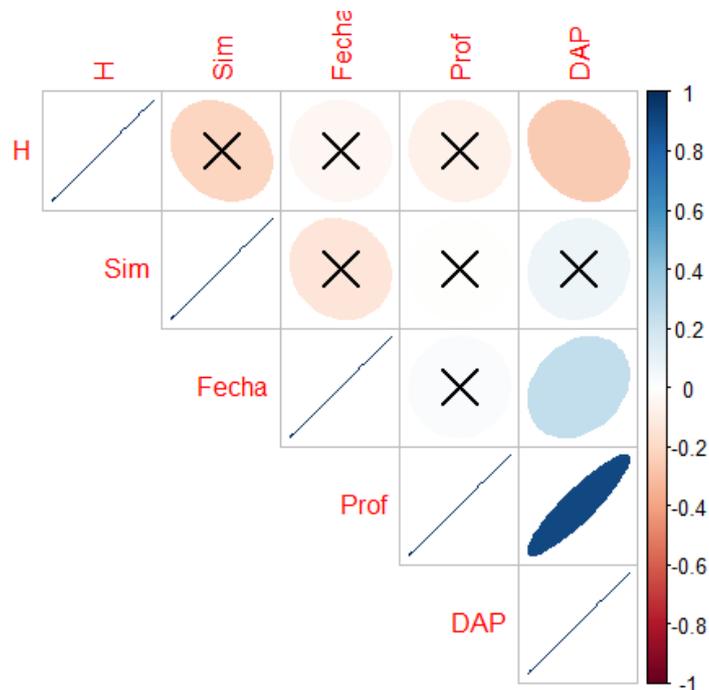


Figura 1. Correlación (Coeficiente de Pearson) y significancia entre las variables evaluadas asociadas a las propiedades físicas del suelo. En el eje de la derecha se observan los coeficientes de r, los cuales oscilan entre 1 y -1, siendo los colores azules para correlaciones positivas y los colores rojos para las correlaciones negativas. Así, las elipses de colores dentro de cada cuadro indican el tipo de relación entre las variables y su coeficiente. Aquellos cuadros tachados poseen una correlación no significativa al 5%; por lo cual aquellos cuadros sin tachar son aquellas relaciones funcionales a analizar con mayor detalle, dado que poseen una correlación significativa.

S2: Parámetros asociados a las simulaciones de lluvia

Correlación entre variables e identificación de variables redundantes

A modo de resumen se presenta la **Figura 2**, en la cual se observa la correlación y significancia entre las variables correspondientes a este set de datos. Sumado a esto, la exploración de datos mediante matrices de dispersión, histogramas y matrices de correlación permitió detectar aquellas variables redundantes, siendo para este caso los siguientes pares de variables: Inicio del escurrimiento (mm)(Iemm)/Inicio del escurrimiento (min) (Iemin) y Sedimentos totales (g) (Sedt)/Sedimentos en alícuota (g 100 ml⁻¹) (Sed100). La corroboración analítica mediante el cálculo del coeficiente de Pearson, intervalos de confianza y significancia se muestran en la **Tabla 1**.

El VFE mostró una correlación significativa positiva con CE (r: 0,84) y negativa con el Ie_(mm) (r: -0,59). Además, el CE mostró correlación significativa y negativa con TIF (r: -0,70). Esta variable también se correlacionó negativamente con los Sed100 (r: -0,6)

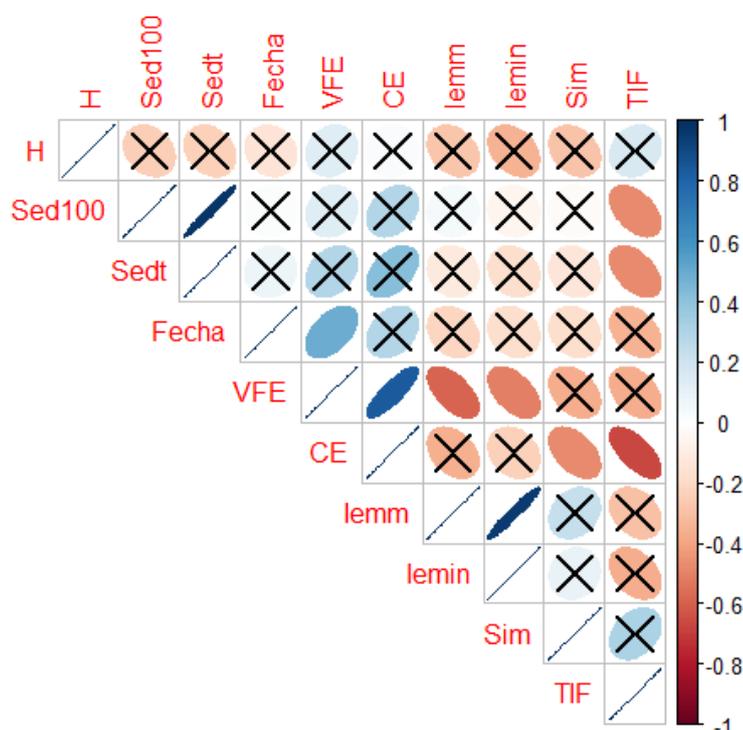


Figura 2. Correlación (Coeficiente de Pearson) y significancia entre las variables evaluadas asociadas a los parámetros hidrológicos. En el eje de la derecha se observan los coeficientes de r, los cuales oscilan entre 1 y -1, siendo los colores azules para correlaciones positivas y los colores rojos para las correlaciones negativas. Así, las elipses de colores dentro de cada cuadro indican el tipo de relación entre las variables y su coeficiente. Aquellos cuadros tachados poseen una correlación no significativa al 5%; por lo cual aquellos cuadros sin tachar son aquellas relaciones funcionales a analizar con mayor detalle, dado que poseen una correlación significativa. **Abreviaturas:** VFE: Escurrimiento; CE: coeficiente de escurrimiento; Iemm: Inicio del escurrimiento en mm; Iemin: Inicio del escurrimiento en min; Sim: observaciones en cada muestreo; Sedt: Sedimentos totales; Sed100: Sedimentos en alícuota; TIF: tasa de infiltración básica (mm h⁻¹).

Tabla 1. Coeficiente de Pearson, intervalos de confianza y el p-valor para la selección de variables redundantes

Variabes	Coeficiente de Pearson	Intervalo confianza (95 %)	<i>P</i> -valor
Iemm-Iemin	0,9533	0,886-0,981	2,469e ⁻¹¹
Sedt-Sed100	0,9716	0,930-0,988	2,362e ⁻¹³

ANEXO 2

1. Identificación de variables redundantes y correlaciones entre variables

Las variables concentración de glifosato ($\mu\text{g l}^{-1}$) y glifosato en el volumen final de escurrimiento (ng), presentaron un $r = 0,988$; $p\text{-valor} = 3,457e^{-16}$; con un 95 % de confianza y con un intervalo de confianza de 0,970264-0,995502, por lo cual se incorporó al modelo sólo la variable concentración de glifosato ($\mu\text{g l}^{-1}$). El mismo procedimiento se realizó para las variables concentración de sedimentos y sedimentos totales, cuyo r fue de 0,99, $P\text{-valor} \leq 0,0001$ con un 95% de confianza. Por ello, al modelo estadístico se incorporó la variable concentración de sedimentos. Luego se identificaron y testearon las siguientes relaciones funcionales de interés:

Relaciones funcionales	r (Pearson)	P- valor	Intervalo de confianza
Concentración de AMPA y de glifosato	-0,5271622	0,01692	-0,7862633-0,1103942
Concentración de AMPA- Fecha de simulación	0,8595552	1,199e-06	0,6730389-0,9432797
Concentración de glifosato-Simulación	-0,6580294	0,001611	0,8523523 -0,3040435

Tabla 2. Relación Área/Perímetro de las estructuras edáficas seleccionadas

	Área			Perímetro			Área/ Perímetro		
	<i>NL</i>	<i>L</i>	<i>LD</i>	<i>NL</i>	<i>L</i>	<i>LD</i>	<i>NL</i>	<i>L</i>	<i>LD</i>
Mesoporos (30-300 μm)									
Promedio	5644	8380	8136	288	384	380	19,6	21,82	21,41
Mediana	3792	4298	4551	222	249	256	17,07	17,26	17,77
Macroporos (300-3000 μm)									
Promedio	236557	175496	279652	4480	4108	6399	0,0189	0,0234	0,0229
Mediana	157753	121349	131208	3181	3653	3584	49,59	33,22	86,83