



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE POSTGRADO

**ESTABILIZACIÓN DE CÁRCAYAS CON ENMIENDAS
ORGÁNICAS EN LA REGIÓN DE COQUIMBO**

Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniero Agrónomo y al Grado de
Magíster en Manejo de Suelos y Aguas

DIEGO JESÚS KIRBERG SERMINI

Directores de Tesis

MANUEL CASANOVA PINTO

OSCAR SEGUEL SEGUEL

Profesores Consejeros

IAN HOMER BANNISTER

OSVALDO SALAZAR GUERRERO

SANTIAGO – CHILE

2014

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

Título

Estabilización de cárcavas con enmiendas orgánicas en la Región de Coquimbo

Tesis presentada como parte de los requisitos para optar al Título Profesional de
Ingeniero Agrónomo y al Grado de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas

Diego Jesús Kirberg Sermini

	Calificaciones (Memoria de Título)	Calificaciones (Tesis de Grado)
DIRECTORES DE TESIS		
Manuel Casanova Pinto Ingeniero Agrónomo, MS.	6.8	Aprobado
Oscar Seguel Seguel Ingeniero Agrónomo, Dr.	7.0	Aprobado
PROFESORES CONSEJEROS		
Ian Homer Bannister Ingeniero Agrónomo, Dr.	6.6	Aprobado
Oswaldo Salazar Guerrero Ingeniero Agrónomo, MS, Ph.D.	6.6	Aprobado

Santiago, Chile

2014



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**ESTABILIZACIÓN DE CÁRCAYAS CON ENMIENDAS
ORGÁNICAS EN LA REGIÓN DE COQUIMBO**

Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniero Agrónomo y al Grado de
Magíster en Manejo de Suelos y Aguas

DIEGO JESÚS KIRBERG SERMINI

Directores de Tesis
MANUEL CASANOVA PINTO
OSCAR SEGUEL SEGUEL

Profesores Consejeros
IAN HOMER BANNISTER
OSVALDO SALAZAR GUERRERO

SANTIAGO – CHILE

2014

ÍNDICE

	Página
RESUMEN GENERAL.....	1
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	2
Comunidades agrícolas de la Región de Coquimbo.....	2
Erosión hídrica y su control a nivel mundial.....	3
Erosión hídrica y su estudio en Chile.....	4
Enmiendas orgánicas y sus efectos sobre las propiedades del suelo.....	5
Emulsiones orgánicas, efectos sobre el suelo y experiencias.....	6
Conductividad hidráulica (K) del suelo y tensioinfiltrómetro.....	8
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	10
CAPÍTULO I	16
RESUMEN.....	16
ABSTRACT.....	17
INTRODUCCIÓN.....	18
Hipótesis.....	19
Objetivos.....	19
MATERIALES Y MÉTODOS.....	20
Sitio de estudio.....	20
Metodología.....	21
Variables medidas.....	23
Análisis estadístico.....	24
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	25
Caracterización física de la unidad experimental.....	25

	Página
Caracterización hidráulica de la unidad experimental.....	32
CONCLUSIONES.....	40
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	41
CAPÍTULO II.....	49
RESUMEN.....	49
ABSTRACT.....	50
INTRODUCCIÓN.....	51
Hipótesis.....	52
Objetivos.....	52
MATERIALES Y MÉTODOS.....	53
Sitio de estudio.....	53
Metodología.....	53
Variables medidas.....	55
Análisis estadístico.....	56
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	57
Caracterización física de la unidad experimental.....	57
Sedimentos y escorrentía.....	61
Coeficiente de enriquecimiento (Ce) de partículas.....	64
CONCLUSIONES.....	68
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	69
DISCUSIÓN GENERAL.....	75
CONCLUSIONES GENERALES.....	79
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	80
APÉNDICE I.....	82

Índice de Cuadros

	Página
Cuadro 1. Características de las emulsiones líquidas empleadas.....	21
Cuadro 2. Tratamientos del ensayo de comparación de emulsiones comerciales.....	21
Cuadro 3. Valores superficiales de densidad de suelo para cada tratamiento, medidos en dos períodos.....	26
Cuadro 4. Contenidos de materia orgánica (MO) y estabilidad de macroagregados (VDMP) del suelo para cada tratamiento, medidos en dos períodos.....	27
Cuadro 5. Descripción de los tratamientos del ensayo de erosión y escorrentía.....	54
Cuadro 6. Valores superficiales de densidad de suelo para cada tratamiento, medidos en dos períodos.....	57
Cuadro 7. Contenidos de materia orgánica (MO) y estabilidad de macroagregados (VDMP) del suelo para cada tratamiento, medidos en dos períodos.....	58
Cuadro 8. Volumen de escorrentía y masa de sedimentos generados en los eventos naturales de precipitación, distribución de los separados texturales y contenido de MO presentes en los sedimentos para cada tratamiento.....	62
Cuadro 9. Coeficientes de enriquecimiento (Ce) de la materia orgánica y separados texturales presentes en los sedimentos de cada tratamiento, para el primer evento de precipitación.....	64
Cuadro 10. Costo de implementación de la práctica de conservación.....	66
Cuadro 11. Costos asociados a la aplicación de la emulsión orgánica.....	67

Índice de Figuras

	Página
Figura 1. Sistema de tenencia de la tierra, Región de Coquimbo.....	2
Figura 2. Tensioinfiltrómetro de disco.....	9
Figura 3. Ubicación de la Región de Coquimbo, Comuna de Canela Baja (izquierda) y cárcavas desarrolladas en el sitio de estudio (derecha).....	20
Figura 4. Infiltración acumulada promedio (n=4) de cada tratamiento, para la presión de suministro -80 mm, en Mayo-Junio de 2012.....	32
Figura 5. Infiltración acumulada promedio (n=4) de cada tratamiento, para la presión de suministro -80 mm, en Diciembre de 2012.....	33
Figura 6. Conductividad hidráulica para cada tratamiento evaluado en Mayo-Junio (izquierda) y Diciembre (derecha) de 2012.....	35
Figura 7. Esquema de las parcelas de erosión ubicadas sobre la cabecera de las cárcavas y la distribución de los tratamientos.....	54

RESUMEN GENERAL

En la Comunidad Agrícola Angostura de Gálvez (31°26'50,9" S; 71°33'54,6" O) ubicada en el secano costero de la Región de Coquimbo (promedio de precipitación anual de 200 mm), durante la temporada 2011-2012 se realizaron dos ensayos en una ladera de exposición norte, severamente erosionada. En un primer ensayo se evaluó el efecto de la aplicación (0 y 7 meses) de cuatro emulsiones sobre las propiedades físicas e hidráulicas de un suelo ubicado en el área de aporte de las cárcavas. En 5 tratamientos: T0: Testigo, T1: Biocat 15[®] (200,0 L ha⁻¹), T2: Cator Eco[®] (120,0 L ha⁻¹), T3: Humicop plus[®] (125,0 L ha⁻¹) y T4: Water aid[®] (22,5 L ha⁻¹), con 4 repeticiones y en 20 microparcels (1 m x 1 m), distribuidas en un diseño completamente aleatorizado, se midieron propiedades físicas e hidráulicas relevantes, a los 6 y 12 meses de iniciado el ensayo.

Todos los tratamientos aumentaron la conductividad hidráulica saturada (K_{fs}) del suelo medida con tensioinfiltrómetro. Dentro de los tratamientos, sólo T4 presentó diferencias estadísticamente significativas respecto del tratamiento control (T0) a los 6 meses de medición. Las propiedades físicas no presentaron diferencias entre los tratamientos, sin embargo se observan tendencias, en donde a los 6 meses T1 logró incrementar la estabilidad de macroagregados, mientras que los tratamientos T3 y T4 lograron un mejoramiento después de un año de iniciado el ensayo.

En el segundo ensayo se evaluó el efecto de la emulsión orgánica Biocat 15[®] sobre las propiedades físicas y en el control de la erosión del suelo. La emulsión fue aplicada en dos tiempos (0 y 6 meses), sobre la zona de aporte de las cárcavas en 3 tratamientos: T0: Testigo, T1: Biocat 15[®] (100 L ha⁻¹) y T2: Biocat 15[®] (200 L ha⁻¹), con 3 repeticiones, en 9 parcelas de erosión (4 m x 1 m) con un diseño completamente aleatorizado. Se midieron propiedades físicas 5 y 12 meses después de establecido el ensayo; también se evaluó la generación de escorrentía, producción de sedimentos y coeficientes de enriquecimiento de la MO y separados texturales para 3 eventos de lluvias naturales.

La aplicación de la emulsión no tuvo efectos sobre las propiedades físicas, en tanto las mayores pérdidas de suelo se producen en el primer evento de precipitación de la temporada, independiente del tratamiento evaluado. Pese a no existir diferencias, T1 disminuyó levemente el volumen de escorrentía, respecto de T0. Si bien nuevamente los resultados no fueron significativos, tanto T1 como T2 presentaron menores coeficientes de enriquecimiento para la materia orgánica y las partículas tamaño arcilla, respecto del tratamiento control.

Se concluye que, pese a existir ciertas tendencias, las dosis empleadas en ambos ensayos son insuficientes para generar cambios en las propiedades físicas de los suelos, por lo que se requiere hacer más de dos aplicaciones anuales y esperar a lo menos dos temporadas para encontrar resultados estadísticamente significativos, dadas las características extremas de la zona estudiada.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Comunidades agrícolas de la Región de Coquimbo

Las Comunidades Agrícolas son asentamientos ubicados en tierras de propiedad común de la Región de Coquimbo, cuyo origen se remonta a los tiempos de la Conquista. En ellas existen diferentes formas de uso: goces singulares, “lluvias” y campo común (INE, 2005).

Las tierras de goce singular son asignadas a un comunero y su familia, quien las explota a modo de propietario. Reciben indistintamente las denominaciones de "huerto" o "hijuela", pero también muchas veces la de “posesión”, y se caracterizan por ser pequeñas porciones de tierras, no mayores a una hectárea, generalmente planas y regadas. Por su parte, las “lluvias” son terrenos de uso comunitario asignados por un tiempo parcial de algunos años a un comunero, bajo condiciones de secano, a menudo con bastante pendiente y utilizadas fundamentalmente para la siembra de cereales como trigo, y en menor medida, cebada, comino y otros productos (Figura 1). Finalmente todas las tierras restantes son consideradas como “campo común” y son utilizadas por todos los comuneros para talaje de animales, extracción de leña y matorrales (IREN, 1978).

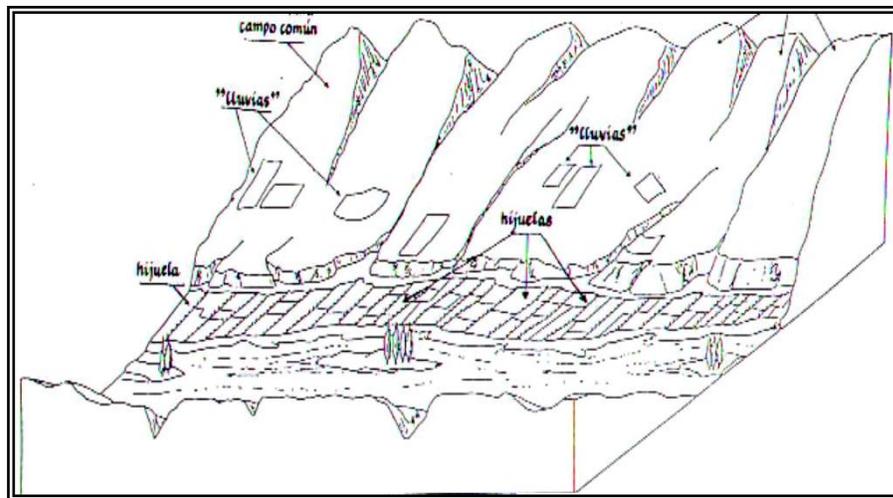


Figura 1. Sistemas de tenencia de la tierra, Región de Coquimbo.

Un catastro realizado en la Región de Coquimbo, en el año 1978 (IREN), determinó la existencia de cerca de 162 Comunidades Agrícolas, las cuales ocupaban la cuarta parte del territorio y tenían una población estimada de 73.000 habitantes. Actualmente existen 178 Comunidades distribuidas a lo largo de sus tres provincias, con cerca de 34.000 habitantes (INE, 2005).

Por largos años estas comunidades han llevado a cabo una sobre explotación de los terrenos comunitarios, lluvias y campos comunes, a través del monocultivo de cereales en laderas. Esto ha generado la degradación y posterior abandono de los suelos, que han perdido su fertilidad natural y enfrentan severos procesos de erosión (Casanova *et al.*, 2013). Los terrenos abandonados son utilizados por los comuneros para el pastoreo descontrolado del

ganado caprino y ovino, lo cual ha incrementado el daño sobre el suelo. Dentro de los efectos negativos del sobrepastoreo se encuentran el aumento de la densidad aparente y de la resistencia a la penetración, cambios en la distribución y tamaño de poros, disminución en la estabilidad de los agregados y modificaciones en la vegetación existente, que en definitiva van a incrementar la susceptibilidad del suelo de ser erodado (Castillo *et al.*, 1997; Greenwood *et al.*, 1997).

La Región de Coquimbo presenta un clima semiárido donde coexisten diversos climas, predominantemente de estepa costero o nuboso a lo largo de la costa, de estepa cálida en el interior y templado frío de altura sobre los 3.000 m.s.n.m (DMC, 2012). La Región presenta intensas lluvias distribuidas en pocos meses durante el invierno, periodo en el cual el suelo presenta una cobertura vegetal muy baja, haciéndolo muy vulnerable al proceso de la erosión por el golpe de la gota de lluvia y el escurrimiento superficial (Peralta y Espinoza, 1994; Carroll *et al.*, 2000; Ellies, 2000; Silburn *et al.*, 2011).

La geomorfología accidentada y las condiciones climáticas de estas zonas semiáridas del país, asociadas al mal uso de las tierras, han generado los altos niveles de erosión. Un estudio realizado por CIREN (2010) determinó que, en la Región de Coquimbo, 3,4 millones de hectáreas se encuentran actualmente con algún grado de erosión, lo que compromete al 84% del territorio de la Región.

Erosión hídrica y su control a nivel mundial

La erosión hídrica del suelo es un problema mundial que afecta cerca de 1.100 millones de hectáreas y ha sido enfrentada a través de diversas prácticas de conservación (Casanova *et al.*, 2010a). Al respecto, Maetens *et al.* (2012) realizaron una revisión de las técnicas de conservación de agua y suelo más utilizadas en Europa y el Mediterráneo, para evaluar sus efectos sobre la pérdida de suelo y el escurrimiento superficial. Recopilaron información de 100 estudios en donde se aplicaron manejos vegetativos (p.e. cultivos de cobertura, mulch, exclusiones), manejos de suelo (p.e. cero labranza, mínima labranza, labranza profunda, enmiendas de suelo) o métodos mecánicos (p.e. terrazas, geotextiles) y los compararon con los datos obtenidos en los tratamientos con manejos convencionales. Concluyen que las técnicas de conservación son más eficientes en reducir las pérdidas de suelo que en disminuir el escurrimiento superficial. Adicionalmente destacaron que las técnicas vegetativas y mecánicas, son más efectivas que la cero y mínima labranza, estas últimas, ampliamente utilizadas para controlar la erosión.

Otra práctica que apunta a frenar los procesos erosivos y que ha vuelto a tomar relevancia en los últimos años, es la utilización de acondicionadores de suelo. El término acondicionador se refiere a cualquier material que mejore las propiedades físicas del suelo (Wallace y Terry, 1998). Bouranis *et al.* (1995) revisaron, desde la década de los 50, las diversas aplicaciones que se le han dado a los acondicionadores de suelo, naturales y sintéticos, con especial énfasis a los elaborados en base a materiales poliméricos, determinando que las acciones buscadas al utilizar los polímeros eran fundamentalmente: i) formar agregados más estables, con el objetivo de mejorar la estructura del suelo,

ii) incrementar la capacidad de almacenamiento de agua, a través de polímeros hidrofílicos reticulados y, iii) prevenir la erosión hídrica y eólica del suelo.

Ben-Hur (2006) también realizó una revisión del uso de polímeros sintéticos, pero con especial énfasis en sus capacidades para controlar el escurrimiento superficial y la pérdida de suelo en regiones áridas y semiáridas. Concluyó que los polímeros afectan la estabilidad del suelo de dos formas: i) adsorbiéndose sobre las partículas de arcilla, cambiando sus propiedades físico-químicas e incrementando las fuerzas de atracción entre ellas y, ii) aumentando la unión entre las partículas del suelo dentro de los agregados. Estas acciones protegen a los agregados del impacto de la gota de lluvia, aumentando la velocidad de infiltración del agua, impidiendo el sellamiento superficial y reduciendo el escurrimiento. Sin embargo, pese a recomendarlos como una práctica favorable para el control de la erosión, plantea la necesidad de una mayor investigación sobre la solubilidad de estos productos, ya que ésta dificulta las aplicaciones en terreno.

Hoy en día existe un nuevo tipo de polímeros, conocidos como polímeros súper absorbentes (SAP, por sus siglas en inglés), que son polímeros reticulados con una gran capacidad de absorber agua (Chen *et al.*, 2004). Una revisión sobre la efectividad que los SAP podrían tener para mejorar tierras degradadas o contaminadas fue realizada por Hüttermann *et al.* (2009). Estos autores concluyeron que pueden ser muy útiles para reforestar zonas áridas afectadas por procesos de degradación, dadas las características favorables de estos polímeros para incrementar el agua disponible en el suelo, lo que se traduce en un crecimiento más veloz en plantas y un mayor desarrollo, aún bajo condiciones de estrés hídrico.

Erosión hídrica y su estudio en Chile

A nivel nacional, la erosión hídrica del suelo ha sido investigada a través de métodos convencionales, modelos, percepción remota, como también por métodos nucleares (Casanova *et al.*, 2010b; Zapata *et al.*, 2010; Mathieu *et al.*, 2007). Estas investigaciones han tenido como objetivos principales: i) caracterizar los procesos erosivos en diferentes zonas del país, ii) calibrar y verificar modelos teóricos y físicos y, iii) estimar las tasas de erosión para evaluar, desarrollar y verificar los métodos de control (Casanova *et al.*, 2013). Se han realizado numerosas investigaciones en terreno con parcelas de erosión, para evaluar el efecto de la labranza sobre la pérdida de suelo en Andisoles de la VIII Región (Rodríguez *et al.*, 2000) y en suelos graníticos de la VII Región (Martínez *et al.*, 2012); para determinar el efecto del mulch y/o emulsiones orgánicas, en una ladera cultivada con *Vitis vinifera* L. en la VI Región del país (Traub, 2011); para evaluar cómo la intensidad de las precipitaciones afecta el escurrimiento superficial, para dos tamaños de parcelas, en laderas de la zona central de Chile (Joel *et al.*, 2002) y también para determinar los factores que controlan la variación espacial de las tasas de erosión (Casanova *et al.*, 2007), entre otros.

También se ha utilizado la ecuación universal de pérdida de suelo USLE (por sus siglas en inglés) y su versión revisada RUSLE, contrastándola en algunos casos con otros modelos, para predecir la pérdida de suelo en diferentes zonas del país (Brito y Peña, 1980;

Riquelme, 1998; Honorato *et al.*, 2001; Stolpe, 2005). Con respecto a los métodos nucleares, éstos se han desarrollado en mayor medida en la zona sur del Chile, utilizando ^{137}Cs y ^7Be (Schüller *et al.*, 2000; Sepúlveda *et al.*, 2008).

Producto de la información recopilada en terreno, se han elaborado manuales y protocolos, como el de Lemus y Navarro (2003) para la construcción de obras de conservación, canales de desviación y zanjas de infiltración, en base a propiedades físicas del suelo y características de los eventos de precipitación. Por otra parte, Lagos (2005) desarrolló un protocolo de conservación de suelos en laderas basado en índices de productividad y riesgos de erosión potencial; además Ruiz (2005) publicó un manual de buenas prácticas de manejo del suelo en laderas. Finalmente, CIREN (2010) realizó un estudio para determinar la erosión actual y potencial del país.

Enmiendas orgánicas y sus efectos sobre las propiedades del suelo

Dentro de las prácticas para controlar la erosión hídrica del suelo, la aplicación de enmiendas orgánicas ha sido ampliamente utilizada en diferentes condiciones climáticas y de suelos (Piccolo *et al.*, 1997; Tejada y González, 2008; Villarreal, 2010; Arthur *et al.*, 2011; Traub, 2011). La materia orgánica (MO) aportada por las enmiendas juega un rol fundamental en la prevención de la erosión, al aumentar la estabilidad estructural de los agregados del suelo (Lado *et al.*, 2004a; Cuevas *et al.*, 2006), al menos de dos formas: i) incrementando la cohesión de partículas dentro de los agregados y, ii) aumentando su hidrofobicidad (Le Bissonnais, 1996). Así, la MO impide el colapso (slaking) de los agregados frente a un humedecimiento violento, evitando la dispersión de las partículas, la posible obturación de los poros del suelo y por ende la formación de un sello superficial. El sellamiento se genera, según Agassi *et al.* (1981), mediante dos mecanismos que suceden simultáneamente: i) la desintegración física de los agregados del suelo ubicados en la superficie de éste, producto de la energía generada por el impacto de la gota de lluvia; ello llevaría a la formación de una delgada capa sobre el suelo y, ii) la dispersión fisicoquímica de las partículas de arcilla, que migrarían con el agua que infiltra, obstruyendo los poros del suelo justo por debajo de la capa formada.

Al respecto, Chenu *et al.* (2000) comprobaron que mayores valores de MO, en suelos con la misma clase textural y mineralogía, incrementan el ángulo de contacto del agua, disminuyendo la velocidad con que ésta entra al agregado. De igual forma, los suelos con mayor contenido de C presentaron una mayor resistencia mecánica, por lo cual concluyen que el aumento de la resistencia de los agregados al agua, se debió a un incremento de su hidrofobicidad y cohesión interna. Por otra parte, Piccolo y Mbagwu (1999) en un ensayo de laboratorio, comprobaron que enmiendas orgánicas, como ácidos húmicos extraídos de *Leonardita americana*, que presentan una mayor cantidad de compuestos hidrofóbicos en su estructura, fueron más efectivos para incrementar la estabilidad estructural del suelo que aquellos hidrofílicos, efecto que se mantuvo por un mayor periodo de tiempo.

También se ha estudiado cómo las aplicaciones de MO disminuyen la densidad aparente del suelo, al incrementar la porosidad de éste (Martens and Frankenberger, 1992; Seguel *et al.*, 2003; Civeira y Lavado, 2006). Tejada y González (2008) evaluaron el efecto de dos

enmiendas orgánicas (compost de algodón triturado y estiércol de ave) sobre las propiedades físicas, las pérdidas de suelo y la calidad del agua y sedimentos generados en un suelo Xerollic Calciorthid en el sur de España. Ambas enmiendas disminuyeron al cuarto año de medición la densidad aparente del suelo en un 19,6% y 16,9% respecto del control, para el compost y estiércol, respectivamente. Además, aumentaron la estabilidad estructural y disminuyeron las pérdidas de suelo.

Por otra parte, Lado *et al.* (2004b) sostienen que la MO puede aumentar la conductividad hidráulica saturada (K_s) de la superficie del suelo, condición que se puede ver reflejada en un menor sellamiento generado por el impacto de la gota de lluvia. Miller *et al.* (2002) midieron algunas propiedades hidráulicas de un suelo Typic Haploboroll manejado por 24 años con aplicaciones de estiércol de vacuno, en condiciones de secano y riego. La K_{fs} aumentó en un 73% y 123% respecto del control, para las condiciones de secano y riego, respectivamente; a su vez, la tasa de infiltración se vio incrementada en un 232%, para la dosis anual de 90 Mg ha⁻¹ de estiércol, en la condición de secano en relación con el tratamiento control.

Además, la MO aumenta la capacidad de retención de agua en el suelo (Rawls *et al.*, 2003), siendo de especial relevancia en zonas áridas y semiáridas, donde la evapotranspiración supera ampliamente a las precipitaciones, limitando el desarrollo agrícola en zonas de secano. Este aumento se puede explicar por la formación de puentes de hidrógeno entre los polímeros orgánicos y las moléculas de agua (Aguilera, 2000), así como por el movimiento del humus dentro del suelo, donde puede ocupar los espacios entre las partículas, generando una disminución del radio de los poros más gruesos y, por ende, aumentos en la retención de agua (Seguel, 2010).

En un ensayo realizado en una zona semiárida del sur de Turquía, Celik *et al.* (2004) evaluaron durante cinco años el efecto de distintos tipos de fertilización (compost, estiércol de vacuno, inorgánica y compost inoculada con micorrizas) sobre las propiedades físicas de un Entic Chromoxerert. Tanto el compost, el estiércol de vacuno como el compost inoculado con micorrizas presentaron diferencias significativas respecto de la fertilización inorgánica y el tratamiento control, en cuanto a la capacidad para almacenar agua y en el contenido de agua aprovechable para las plantas. Nyamangara *et al.* (2001), al realizar aplicaciones de estiércol (una aplicación de 37,5 Mg ha⁻¹ y tres de 12,5 Mg ha⁻¹ año⁻¹) en un suelo arenoso de origen granítico (Haplic Lixisol) en Zimbabwe, determinaron que ambos tratamientos aumentaron la capacidad de almacenamiento de agua, fundamentalmente en los poros de mayor tamaño.

Emulsiones orgánicas, efectos sobre el suelo y experiencias

Ante la baja disponibilidad de enmiendas orgánicas en zonas semiáridas, el uso de emulsiones se presenta como una alternativa para detener y revertir la degradación de suelos. La aplicación de emulsiones orgánicas es una práctica que puede aportar distintas fracciones de la MO al suelo, como ácidos húmicos o fúlvicos, mejorando las propiedades físicas de éste, principalmente la estabilidad de los agregados (Liu *et al.*, 2009). A su vez, presentan las ventajas de no generar un impacto sobre la superficie del suelo al poder ser

incorporadas diluidas en agua y de prevenir la contaminación del suelo con metales pesados o toxinas.

Fortun *et al.* (1990), en laboratorio, analizaron el efecto de la aplicación de ácidos fúlvicos + húmicos (FH) obtenidos de estiércol (FHM) y turba (FHP), en dos Fluvisoles con clases texturales contrastantes, areno francosa y arcillosa, sobre la forma, tamaño y cantidad de agregados. Ambos tratamientos aumentaron la cantidad de agregados $>200 \mu\text{m}$ y la porosidad de ellos, en los dos suelos. Sin embargo, para las dosis utilizadas (3,79 g FHM y 4,50 g FHP por kg de suelo para el de clase textural areno francosa y, 1,62 g FHM y 1,92 g FHP por kg de suelo para el arcilloso) los autores plantean que los FH son más activos en el suelo con clase textural arcillosa. Piccolo *et al.* (1997) en tres suelos de diferentes regiones de Italia (Typic Xerochrept, Typic Xerofluvent y Udic Ustochrept), evaluaron el efecto de diferentes ciclos de humedecimiento-secado (0, 3, 6 y 9 ciclos) sobre la estabilidad de agregados de los suelos tratados con distintas dosis (0; 0,001; 0,01; 0,05; 0,10; 0,50; 1,00 y 10,00 g de sustancias húmicas kg^{-1} de suelo). Luego de que los suelos fueran sometidos a sucesivos ciclos de humedecimiento-secado, incluso con las dosis más pequeñas de sustancias húmicas (100-200 kg ha^{-1}), lograron aumentar la estabilidad de los agregados de los tres suelos analizados, respecto del control.

A nivel nacional investigaciones con estos productos, orientadas al análisis de las propiedades físicas, han sido realizadas por Villarroel (2010), Cortés (2011), Marín (2011), Traub (2011) y Fernández (2013).

Villarroel (2010) evaluó las propiedades físicas de un Ultic Haploxeralf de clase textural franco arenosa en la localidad de Apalta (Santa Cruz, Región de O'Higgins), luego de la aplicación de enmiendas orgánicas en distintos tratamientos. Sus resultados arrojaron que el uso de una emulsión orgánica mejoró las condiciones físicas del suelo, aumentando los contenidos de materia orgánica, la estabilidad de agregados, la porosidad gruesa y la velocidad de infiltración.

En el caso de Cortés (2011), su estudio se basó en evaluar el efecto estabilizador de distintas enmiendas orgánicas utilizadas en un huerto de paltos (*Persea americana*) de 4 años, establecido sobre camellones en un Typic Haplotorrert de la IV Región. Se generaron tratamientos correspondientes a testigo sin enmienda, cultivo de cobertura (*Avena sativa*) durante dos años, ácido húmico, poliamida y compost. De sus resultados se desprende que las aplicaciones orgánicas generaron una disminución de la densidad aparente en superficie, en especial cuando se utiliza compost y cultivo de cobertura; aumento de la porosidad gruesa ($>50 \mu\text{m}$), favoreciendo un sistema poroso más continuo; además, la estabilidad de agregados presentó diferencias estadísticas significativas respecto al testigo cuando se utiliza poliamida y compost; finalmente, se registró un aumento de la conductividad hidráulica con la aplicación de compost, disminuyendo el escurrimiento superficial.

Marín (2011) evaluó el efecto estabilizador individual y conjunto de dos tipos de acondicionadores orgánicos sobre camellones cultivados con mandarino en un Vertisol (Typic Haplotorrert) de la Región de Coquimbo. Los tratamientos aplicados fueron testigo, ácido húmico, rastrojo de trigo y la combinación de éstos últimos (ácido húmico y rastrojo de trigo). Los tratamientos con ácido húmico fueron los más efectivos, disminuyendo la densidad aparente y la resistencia a la penetración, producto del aumento en la estabilidad

de los microagregados y de la porosidad gruesa, lo que se tradujo en una mayor velocidad de infiltración.

Traub (2011) analizó la efectividad de una emulsión orgánica (Aqua Power®) y/o Mulch (restos de poda y aserrín) en el control de la erosión hídrica en una ladera de cerro cultivada con vid. Evaluó 4 tratamientos, compuestos por el testigo, emulsión orgánica, mulch y la combinación de ambos manejos. El mayor efecto de los tratamientos sobre las propiedades físicas del suelo se vio reflejado en la porosidad total y en la estabilidad de agregados del suelo, siendo la combinación de emulsión y mulch significativamente superior que los otros tratamientos. La emulsión necesitó de aproximadamente 3 meses para provocar su mayor protección contra la erosión hídrica, observándose el mejor control al final del ensayo.

Finalmente, Fernández (2013) comparó el efecto de 2 tipos de enmiendas sobre algunas propiedades físicas y químicas de un suelo plantado con paltos en la Región de Valparaíso. Se analizó el comportamiento del ácido sulfúrico (98%) y ácido húmico, más un testigo sin enmiendas y sin paltos. El ácido húmico destacó por el aumento de porosidad gruesa y la retención de agua, junto con la disminución de la resistencia a la penetración, aunque su efecto tendió a desaparecer en el mediano plazo, en tanto que el ácido sulfúrico mejoró el flujo de agua y aire en el suelo, pero en general manifestó discontinuidades en profundidad para el resto de las propiedades físicas.

Sin embargo, todas estas prácticas pueden ser insuficientes para controlar procesos erosivos severos, como es la erosión a nivel de cárcavas, si es que no apuntan a solucionar el origen del problema, que es el gran volumen de escurrimiento con sedimentos que se genera en el área de aporte de éstas (Cairns *et al.*, 2001). Es por esto que, para frenar el avance de la erosión por cárcavas, se debe actuar sobre la cabecera de éstas, mejorando las propiedades físicas del suelo, para así incrementar la infiltración de agua.

El escurrimiento superficial está determinado fundamentalmente por las características de las precipitaciones y por la capacidad de infiltración de agua del suelo. Claramente la intensidad y cantidad de precipitación no puede ser controlada. Lo que sí se puede realizar son prácticas de manejo, como la aplicación de emulsiones orgánicas, que apunten a mejorar la infiltración de agua en el perfil de suelo. De igual forma, resulta fundamental conocer la conductividad hidráulica del suelo y sus variaciones en el tiempo, para predecir cuánto del agua que llega a la superficie va a infiltrar y cuánta va a escurrir superficialmente (Casanova *et al.*, 2000).

Conductividad hidráulica (K) del suelo y tensioinfiltrómetro

La K de un suelo puede ser medida en terreno utilizando un tensioinfiltrómetro (Figura 2), que es un infiltrómetro de disco a tensión, de carga constante, que puede operar bajo diferentes potenciales hídricos (ψ_s), de manera que puede emplearse para la determinación de propiedades hidráulicas en condiciones saturadas o insaturadas (Casanova *et al.*, 2009). Entre sus ventajas, comparado con otros métodos, es simple de usar, genera un mínimo de alteración del sitio, mide la K cercana a saturación con ψ_s controlados, por lo que permite caracterizar la transmisión de agua a nivel de los macro y mesoporos del suelo. No obstante, debe ser ajustado apropiadamente para su uso en suelos con pendiente, pues la

gravedad determina que se generen ψ_s distintos al controlado, tanto en la parte alta como en la baja del disco en contacto con el suelo (Angulo-Jaramillo *et al.*, 2000; Casanova *et al.*, 2000; Walker *et al.*, 2006).

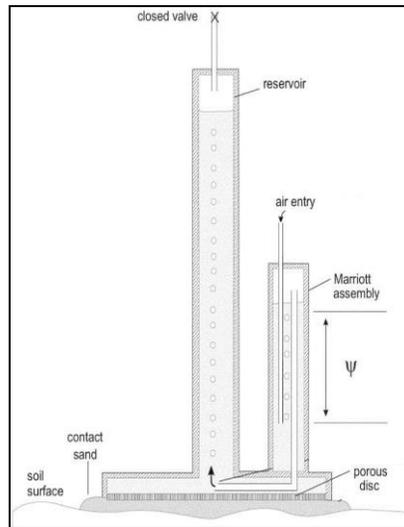


Figura 2. Tensioinfiltrómetro de disco (CSIRO, 1988)

El tensioinfiltrómetro ha sido utilizado ampliamente en el mundo (Angulo-Jaramillo *et al.*, 2000). Vandervaere *et al.* (1997) evaluaron la K_{fs} de un suelo arenoso afectado por la formación de una costra sedimentaria y estructural; Chan y Heenan (1993) evaluaron las propiedades hidráulicas superficiales de un suelo en Australia cultivado por 10 años bajo diferentes prácticas de manejo; Lampurlanés y Cantero-Martínez (2006) evaluaron el efecto de tres sistemas de labranza sobre la K y el almacenamiento de agua, en 2 suelos de profundidades contrastantes (Fluventic Xerochrept y Lithic Xeric Torriorthent), en una zona semiárida del noreste de España.

A nivel nacional se ha utilizado el tensioinfiltrómetro en el estudio del efecto de enmiendas orgánicas sobre las propiedades hidráulicas del suelo (Poblete, 1998); para determinar el efecto del gradiente y de la exposición de la pendiente sobre la conductividad hidráulica del suelo (Casanova *et al.*, 2000); en el estudio de la dinámica del agua en laderas de secano en la zona central de Chile (Joel and Messing, 2000; Casanova *et al.*, 2003); en el comportamiento de éste en suelos con clases texturales contrastantes y comparado con otros métodos (González, 2004). Finalmente Noguer (2005) y Casanova *et al.* (2009) lo emplean asociado a diferentes gradientes de pendientes en monolitos de suelo.

La presente investigación plantea como método de control de los severos procesos erosivos que afectan a las Comunidades Agrícolas de la Región de Coquimbo, y en particular a la Comuna de Canela Baja, la aplicación de emulsiones orgánicas sobre la cabecera de las cárcavas, con el fin de mejorar las propiedades físicas del suelo en el área de aporte de escorrentía, especialmente a lo referido a propiedades hidráulicas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agassi, M.; I. Shainberg and J. Morin. 1981. Effect of electrolyte concentration and soil sodicity on the infiltration rate and crust formation. *Soil Science Society of America Journal*, 45: 848-851.
- Aguilera, S. M. 2000. Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos. Simposio proyecto de ley protección de suelo. *Boletín de la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo*, 14: 77-85.
- Angulo-Jaramillo, R.; J. Vandervaere; S. Roulier; J. Thony; J. Gaudet and S. Vauclin. 2000. Field measurement of soil surface hydraulic properties by disc and ring infiltrometers: a review and recent developments. *Soil & Tillage Research*, 55: 1-29.
- Arthur, E.; W.M. Cornelis; J. Vermang and E. De Rocker. 2011. Effect of compost on erodibility of loamy sand under simulated rainfall. *Catena*, 85: 67-72.
- Ben-Hur, M. 2006. Using synthetic polymers as soil conditioners to control runoff and soil loss in arid and semi-arid regions—a review. *Australian Journal of Soil Research*, 44: 191-204.
- Bouranis, D.L.; A.G. Theodoropoulos and J.B. Drossopoulos. 1995. Designing synthetic polymers as soil conditioners. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 26(9-10): 1455-1480.
- Brito, J. y L. Peña. 1980. Determination of water erosion prediction universal equation R factor in the province of Ñuble. *Agricultura Técnica*, (Chile) 40(2): 152-156.
- Cairns, I.; B. Handyside; M. Harris; N. Lambreschtsen and N. Ngapo. 2001. Gully erosion. (pp. 1-9). In: Hicks, D. and T. Anthony (Eds). *Soil Conservation Technical Handbook*. Ministry for the Environment, New Zealand. 175p.
- Carroll, C.; L. Merton and P. Burger. 2000. Impact of vegetative cover and slope on runoff, erosion, and water quality for field plots on a range of soil and spoil materials on central Queensland coal mines. *Australian Journal of Soil Research*, 38: 313-327.
- Casanova, M.; I. Messing and A. Joel. 2000. Influence of aspect and slope gradient on hydraulic conductivity measured by tension infiltrometer. *Hydrological Processes*, 14(1): 155-164.
- Casanova, M.; O. Seguel; A. Joel; I. Messing; W. Luzio y W. Vera. 2003. Funciones de pedotransferencia para conductividad hidráulica en laderas de secano. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 3: 42-48.
- Casanova, M.; J. Haberland; O. Seguel and W. Luzio. 2007. Effect of gradient and slope aspect in the erosion of rainfed hillsides of central Chile. (pp. 999-1001). In: Latin American Congress of Soil Science (17^a, 17 al 21 de septiembre de 2007, León, México). Proceeding contribution in extenso. 1592p.

- Casanova, M.; O. Salazar; O. Seguel y V. Noguer. 2009. Conductividad hidráulica en monolitos de suelo de Chile central. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 9(3): 210-221.
- Casanova, M.; G. Dercon y F. Zapata. 2010a. Erosión de suelos en América Latina y el Caribe. (pp. 435-443). En: Congreso de la Organización Internacional de Suelo = International Soil Conservation Organization Congress. (16^a, 08 al 12 de noviembre de 2010, Santiago, Chile). Proceeding Contribution in Extenso. Eds. M. Casanova; G. Ruiz y E. Zagal. Santiago, Chile: Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. 530p.
- Casanova M., G. Dercon and F. Zapata. 2010b. Evaluación de la erosión de suelos: métodos tradicionales. (pp. 444-459). En: Congreso de la Organización Internacional de Suelo = International Soil Conservation Organization Congress. (16^a, 08 al 12 de noviembre de 2010, Santiago, Chile). Proceeding Contribution in Extenso. Eds. M. Casanova; G. Ruiz y E. Zagal. Santiago, Chile: Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. 530p.
- Casanova, M.; O. Salazar; O. Seguel and W. Luzio. 2013. Human-induced soil degradation in Chile. (pp. 121-152). In: Artemink A.E. (Ed.). The soils of Chile. World Soil Book Series. 185p.
- Castillo, V. M.; M. Martinez-Mena and J. Albaladejo. 1997. Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 1071-1076.
- Celik, I.; I. Ortas and S. Kilic. 2004. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil & Tillage Research*, 78: 59-67.
- Chan, K.Y. and D.P. Heenan. 1993. Surface hydraulic properties of a red earth under continuous cropping with different management practices. *Australian Journal of Soil Research*, 31: 13-24.
- Chen, P.; W. Zhang; W. Luo and Y. Fang. 2004. Synthesis of superabsorbent polymers by irradiation and their applications in agriculture. *Journal of Applied Polymer Science*, 93: 1748-1755.
- Chenu, C.; Y. Le Bissonnais and D. Arrouays. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 1479-1486.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), Chile. 2010. Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile. Santiago, Chile: CIREN. 285p. (Publicación N° 139).
- Civeira, G. and R.S. Lavado. 2006. Organic matter addition effect on some hydrological properties in a degraded urban soil. *Ciencia del Suelo*, (Argentina) 24: 123-130.
- Cortés, A. 2011. Estabilización física de camellones con paltos vía enmiendas orgánicas/cultivo de cobertura: IV Región de Chile. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 45h.

CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation), Australia. 1988. CSIRO disc permeameter: instruction manual. Canberra, Australia. 31p.

Cuevas, J.; O. Seguel; A. Ellies y J. Dörner. 2006. Efecto de las enmiendas orgánicas sobre las propiedades físicas del suelo con especial referencias a la adición de lodos urbanos. *Revista Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 6(2): 1-12.

DMC (Dirección Meteorológica de Chile) 2012. Descripción climatológica Región de Coquimbo. [En línea]. Santiago, Chile: DMC. Recuperado en: <www.meteochile.cl/climas/climas_cuarta_region.html>. Consultado el: 28 de septiembre de 2012.

Ellies, A. 2000. Soil erosion and its control in Chile - an overview. *Acta Geológica Hispánica*, 35(3-4): 279-284.

Fernández, P. 2013. Cambio en las propiedades físicas de un suelo con camellones tratado con dos fuentes ácidas, V Región de Chile. Memoria Ingeniera Agrónoma. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 31h.

Fortun, A.; J. Benayas and C. Fortun. 1990. The effects of fulvic and humic acids on soil aggregation: a micromorphological study. *Journal of Soil Science*, 41: 563-572.

González, J.R. 2004. Comparación de tres métodos de determinación de conductividad hidráulica en dos suelos. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 45h.

Greenwood, K. L.; D. A. MacLeod and K. J. Hutchinson. 1997. Long-term stocking rate effects on soil physical properties. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 37: 413-419.

Honorato, R.; L. Barrales; I. Peña and F. Barrera. 2001. USLE erosion model evaluation on six locations between IV and IX Region of Chile. *Ciencia e Investigación Agraria*, 28(1): 7-14.

Hüttermann, A.; L. Oriquiriza and H. Agaba. 2009. Application of superabsorbent polymers for improving the ecological chemistry of degraded or polluted lands. *Clean-Soil Air Water*, 37(7): 517-526.

INE (Instituto Nacional de Estadística), Chile. 2005. Población y asentamientos humanos en el ámbito de las comunidades agrícolas – Región de Coquimbo. Santiago, Chile: INE. 58p.

IREN (Instituto de Investigación de Recursos Naturales), Chile. 1978. Estudio de la comunidades agrícolas IV Región informe final. Santiago, Chile: IREN. 245p. (Publicación N°20).

Joel, A. and I. Messing. 2000. Application of two methods to determine hydraulic conductivity with disc permeameter on sloping land. *European Journal of Soil Science*, 51: 93-98.

- Joel, A.; I. Messing; O. Seguel and M. Casanova. 2002. Measurement of surface water runoff from plots with two different sizes. *Hydrological Processes*, 14(7): 1467-1478.
- Lado, M.; A. Paz and M. Ben-Hur. 2004a. Organic matter and aggregate size interactions in infiltration, seal formation and soil loss. *Soil Science Society of America Journal*, 68: 935-942.
- Lado, M.; A. Paz and M. Ben-Hur. 2004b. Organic matter and aggregate-size interactions in saturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 68: 234-242.
- Lagos, M. (Ed.). 2005. Protocolo para selección de alternativas para la conservación de suelos en laderas. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). Santiago, Chile. 78p.
- Lampurlanés, J. and C. Cantero-Martínez. 2006. Hydraulic conductivity, residue cover and soil surface roughness under different tillage systems in semiarid conditions. *Soil & Tillage Research*, 85: 13-26.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: theory and methodology. *European Journal Soil Science*, 47: 425-437.
- Lemus, M. y G. Navarro. 2003. Manual para el desarrollo de obras de conservación de suelo (Inf. Tec. N°1). Corporación Nacional Forestal (CONAF). Santiago, Chile: CONAF. 16p.
- Liu J.; B. Shi; H. Jiang; S. Bae and H. Huang. 2009. Improvement of water-stability of clay aggregates admixed with aqueous polymer soil stabilizers. *Catena*, 77: 175-179.
- Maetens, W.; J. Poesen and M. Vanmaercke. 2012. How effective are soil conservation techniques in reducing plot runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean? *Earth Science Reviews*, 115: 21-36.
- Marín, E. 2011. Estabilización de camellones con cultivo de mandarino *Citrus reticulata* mediante el uso de dos fuentes de materia orgánica, IV Región de Chile. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 30h.
- Martens, D.A. and W.T Frankenberger. 1992. Modification of infiltration rates in an organic-amended irrigated soil. *Agronomy Journal*, 84(4): 707-717.
- Martínez, I.G.; C. Prat; C. Ovalle; A. Del Pozo; N. Stolpe and E. Zagal. 2012. Subsoiling improves conservation tillage in cereal production of severely degraded Alfisols under Mediterranean climate. *Geoderma*, 189-190: 10-17.
- Mathieu, R.; B. Cervelle; D. Remy and M. Pouget. 2007. Field-based and spectral indicators for soil erosion mapping in semi-arid Mediterranean environments (coastal cordillera of central Chile). *Earth Surface Processes and Landform*, 32: 13-31.
- Miller, J.J.; N. J. Sweetland and C. Chang. 2002. Hydrological properties of a clay loam soil after long-term cattle manure application. *Journal of Environmental Quality*, 31: 989-996.

- Noguer, V. 2005. Efecto de la pendiente del suelo en el comportamiento de un tensioinfiltrómetro en laboratorio. Memoria Ingeniera Agrónoma. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 23h.
- Nyamangara, J.; J. Gotosa and S.E Mpfu. 2001. Cattle manure effects on structural stability and water retention capacity of a granitic sandy soil in Zimbabwe. *Soil & Tillage Research*, 62: 157-162.
- Peralta M. y G. Espinoza. 1994. Conservación y degradación de suelos en Chile. (pp. 311-332). En: Espinoza G.; P. Pisani; L. Contreras y P. Camus (Eds). Perfil ambiental de Chile. Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA). Santiago, Chile. 569p.
- Piccolo, A.; G. Pietramellara and J.S.C. Mbagwu. 1997. Use of humic substances as soil conditioners to increase aggregate stability. *Geoderma*, 75: 267-277.
- Piccolo, A. and J.S.C Mbagwu. 1999. Role of hydrophobic components of soil organic matter in soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 1801-1810.
- Poblete, I. 1998. Tensioinfiltrometría en un suelo tratado con abonos orgánicos. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 58h.
- Rawls, W.; Y. Pachepsky; J. Ritchie; T. Sobecki and H. Bloodworth. 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, 116: 61-76.
- Riquelme, J. 1998. Calibration of de erosion-productivity model EPIC for three soil tillage systems in the secano interior of Chile. (pp. 625-639). In: IASWC (Indian Association of Soil and Water Conservationists) (Ed.). Soil and water conservation: challenges and opportunities. 8th ISCO Conference. Oxford & IBH. New Delhi, India. 1700p.
- Rodríguez, N.; E. Ruz; A. Valenzuela and C. Belmar. 2000. Effect of tillage on soil erosion losses with a wheat-oat rotation and pasturing in the Andean foothills of the south-central region of Chile. *Agricultura Técnica* (Chile), 60(3): 259-269.
- Ruiz, C. G. 2005. Manual de especificaciones técnicas de buenas prácticas de manejo de suelos en laderas. (Ser. Tec. N°20). Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). Santiago, Chile: SAG. 56p.
- Schüller, P.; A. Sepúlveda; R. Trumper and A. Castillo. 2000. Application of the ¹³⁷Cs technique to quantify soil redistribution in Paleohumults from central-south Chile. *Acta Geologica Hispana*, 35(3-4): 285-289.
- Seguel, O.; M. Casanova y V. García de Cortázar. 2003. Variación en el tiempo de las propiedades físicas de un suelo con adición de enmiendas orgánicas. *Agricultura Técnica*, 63(3): 287-297.
- Seguel, O. 2010. Enmiendas orgánicas: alternativas de utilización en los valles de Copiapó y el Huasco. (pp. 61-92). En: Baginsky, C.; O. Seguel y A. Contreras (Eds). Impacto de la utilización de cultivos y enmiendas orgánicas sobre la funcionalidad del suelo. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 122p. (Serie Ciencias Agronómicas. N°17).

Sepúlveda, A.; P. Schüller and D. Walling. 2008. Use of ^7Be to document soil erosion associated with a short period of extreme rainfall. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99: 35-49.

Silburn, D.M.; C. Carroll; C.A. Ciesiolka; R. C. de Voil and P. Burger. 2011. Hillslope runoff and erosion on duplex soils in grazing lands in semi-arid central Queensland. I. Influences of cover, slope and soil. *Soil Research*, 49: 105-117.

Stolpe, N. 2005. A comparison of the RUSLE, EPIC and WEPP erosion models as calibrated to climate and soil of south-central Chile. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant*, 55: 2-8.

Tejada, M. y J.L. Gonzalez. 2008. Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality. *Geoderma*, 145: 325-334.

Traub, M. 2011. Uso de una emulsión orgánica y mulch como medida de control de erosión en una ladera cultivada con vid, VI Región de Chile. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 35h.

Vandervaere, J.P.; C. Peugeot; M. Vauclin; R. Angulo-Jaramillo and T. Lebel. 1997. Estimating hydraulic conductivity of crusted soils using disc infiltrometers and minitensiometers. *Journal of Hydrology*, 188-189: 203-223.

Villaruel, H. 2010. Uso de una emulsión orgánica como control de erosión en laderas con posterioridad al descepe, VI Región de Chile. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 18h.

Wallace, A. and R.E. Terry. 1998. Introduction: soil conditioners, soil quality and soil sustainability. (pp. 1-41). In: Wallace, A. and R.E. Terry (Eds.). Handbook of soil conditioners. New York. United States of America. 596p.

Walker, C.; H.S. Lin and D. Fritton. 2006. Is the tension beneath a tension infiltrometer what we think it is?. *Vadose Zone Journal*, 5: 860-866.

Zapata F.; G. Dercon and Casanova M., 2010. Evaluación de la erosión de suelos: métodos isotópicos. (pp. 460-469). En: Congreso de la Organización Internacional de Suelo = International Soil Conservation Organization Congress. (16^a, 08 al 12 de noviembre de 2010, Santiago, Chile). Proceeding Contribution in Extenso. Eds. M. Casanova; G. Ruiz y E. Zagal. Santiago, Chile: Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. 530p.

CAPÍTULO I: EVALUACIÓN DE CUATRO EMULSIONES SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS E HIDRÁULICAS DE UN SUELO EN UNA ZONA SEMIÁRIDA DE CHILE.

RESUMEN

Las condiciones climáticas de las zonas semiáridas del país, asociado al mal manejo de las tierras, han generado los altos niveles de erosión de suelos que se pueden encontrar en la actualidad en la Región de Coquimbo. En la presente investigación se evaluó el efecto de la aplicación de cuatro emulsiones sobre las propiedades físicas e hidráulicas de un suelo en posición de ladera (exposición norte y gradiente de pendiente de 25%) con niveles severos de erosión (cárcavas). En un ensayo, situado en la Comunidad Agrícola Angostura de Gálvez (31°26'50,9" S; 71°33'54,6" O – secano costero de la Región de Coquimbo-Chile), cuatro emulsiones fueron aplicadas en dos tiempos (0 y 7 meses) en la zona de aporte de las cárcavas, a fin de mejorar las propiedades del suelo del área que contribuye con escorrentía. En 5 tratamientos: T0: Testigo, T1: Biocat 15[®] (200,0 L ha⁻¹), T2: Cator Eco[®] (120,0 L ha⁻¹), T3: Humicop plus[®] (125,0 L ha⁻¹) y T4: Water aid[®] (22,5 L ha⁻¹), con 4 repeticiones cada uno en 20 microparcels (1 m x 1 m), con un diseño completamente aleatorizado, se midieron propiedades físicas e hidráulicas relevantes, a los 6 y 12 meses de iniciado el ensayo.

Ninguno de los tratamientos logró modificar significativamente las propiedades físicas de suelo evaluadas, sin embargo se pueden observar ciertas tendencias, en donde a los seis meses, T1 (Biocat 15[®]) logró incrementar la estabilidad de macroagregados respecto del resto de los tratamientos, mientras que los tratamientos T3 (Humicop plus[®]) y T4 (Water Aid[®]) lograron un efecto benéfico sobre la estabilidad del suelo después de un año de iniciado el ensayo. Todos los tratamientos aumentaron la K_{fs} del suelo medida con tensioinfiltrómetro, incluso T4 (Water aid[®]) presentó diferencias estadísticamente significativas respecto del tratamiento control a los 6 meses de iniciado el ensayo.

Finalmente se concluye que pese a existir ciertas tendencias, las dosis empleadas, no obstante fueron todas mayores a las recomendadas por el fabricante, son insuficientes para generar cambios en las propiedades físicas de los suelos, por lo que se requiere hacer más de dos aplicaciones anuales y esperar a lo menos dos temporadas para encontrar resultados estadísticamente significativos, dadas las características extremas de la zona estudiada.

Palabras clave: Conductividad hidráulica, emulsiones orgánicas, erosión, estabilidad de macroagregados.

ABSTRACT

Climate conditions of the semiarid environment in association with bad land management practices have generated the high levels of soil erosion that are currently to be found in the Chilean Region of Coquimbo. The effects of four different emulsions on physical and hydraulic properties of a soil located on a hillside position (north exposure and 25% slope gradient) with severe erosion levels were evaluated. In a pilot experiment, located in the Agricultural Community of Angostura de Gálvez (31°26'50,9" S; 71°33'54,6" W), four emulsions were applied at two times (0 and 7 months) over the contribution area of the gullies, to improve their soil properties. In 5 treatments: T0 Control, T1 Biocat 15TM (200,0 L ha⁻¹), T2 Cator EcoTM (120,0 L ha⁻¹), T3 Humicop plusTM (125,0 L ha⁻¹) and T4 Water aidTM (22,5 L ha⁻¹), with 4 replications in 20 microplots (1 m x 1 m) randomly assigned to each one, relevant physical and hydraulic properties were measured at 6 and 12 months after the start of the experiment.

None of the treatments achieved significantly modify the soil physical properties evaluated. However certain trends can be observed, six months into the trial T1 (Biocat 15TM) increased the stability of macroaggregates compared to the other treatments, while T3 (Humicop plusTM) and T4 (Water AidTM) treatments achieved a beneficial effect on soil stability after a year of experiment. All treatments increased soil K_{fs} measured with tension infiltrometer. Within treatments, T4 (Water aidTM) showed statistically significant differences from the control treatment, 6 months after the beginning of the trial.

It can be concluded that although there were some trends, the doses used despite they were all higher than the recommended by the manufacturer, are insufficient to change the physical properties of the soil. It is required to make more than two applications per year and wait at least two seasons of evaluation to expect statistically significant results, given the extreme characteristics of the study area.

Key words: Hydraulic conductivity, organic emulsion, erosion, macroaggregate stability.

INTRODUCCIÓN

En la Región de Coquimbo coexisten 178 Comunidades Agrícolas que por décadas han realizado una explotación intensiva de los suelos, lo que llevó a una degradación severa del recurso. Asociado a esto, la región presenta precipitaciones muy intensas, distribuidas en pocos meses durante el invierno (DMC, 2012), cuando el suelo presenta una escasa cubierta vegetal, por lo que se favorece la erosión hídrica. Producto de la escasez y deterioro de los recursos disponibles en estas tierras de secano, las Comunidades Agrícolas constituyen en la actualidad uno de los grupos humanos de mayor pobreza del país (INE, 2005).

A nivel nacional, la erosión de los suelos aumenta de sur a norte, abarcando una superficie de 36,8 millones de hectáreas. La Región de Coquimbo es la zona del país con mayores problemas, con cerca de un 85% de sus suelos erosionados. A su vez, la región presenta los mayores valores de riesgo de erosión actual severo y muy severo, con un 65 % de su superficie bajo estas condiciones (CIREN, 2010).

El origen de la erosión por cárcavas se genera en el área de aporte de éstas, donde las precipitaciones superan ampliamente la infiltración de agua en el suelo, favoreciendo el escurrimiento superficial y el arrastre de sedimentos (Cairns *et al.*, 2001). Por esta razón, se debe actuar sobre la cabecera de las cárcavas, mejorando las propiedades físicas del suelo, para así aumentar la infiltración.

El escurrimiento superficial es controlado principalmente por las características de las precipitaciones y por la capacidad de infiltración de agua del suelo. Teniendo en cuenta esto, se deben realizar prácticas de manejo, como la aplicación de enmiendas orgánicas, que apunten a mejorar la infiltración de agua en el perfil de suelo. De igual forma, es fundamental conocer la propiedades hidráulicas del suelo, como su conductividad hidráulica (K), para predecir cuánto del agua que llega a la superficie va a infiltrar y cuánta va a escurrir superficialmente (Casanova *et al.*, 2000).

Ante la baja disponibilidad de enmiendas orgánicas en zonas semiáridas, el uso de emulsiones se presenta como una alternativa para detener y revertir la degradación de suelos. La aplicación de emulsiones orgánicas es una práctica que aporta distintas fracciones de la MO al suelo, aumentando la estabilidad de los agregados (Liu *et al.*, 2009) y su capacidad para retener agua (Aggelides y Londra, 2000); también incrementa la porosidad del suelo, al disminuir su densidad aparente (Franzluebbers, 2002), favoreciendo de esta forma el transporte de agua y gases. A su vez, Bhattacharyya *et al.* (2007) sostienen que aplicaciones de MO aumentan la K del suelo, limitando de esta manera el escurrimiento superficial. Además, las emulsiones orgánicas presentan las ventajas de no generar un impacto sobre la superficie del suelo al poder ser incorporadas diluidas en agua y de prevenir la contaminación del suelo con metales pesados o toxinas.

La K de un suelo puede ser medida en terreno utilizando un tensioinfiltrómetro, que es un infiltrómetro de disco a tensión, de carga constante, operando bajo diferentes potenciales hídricos (ψ_s), de manera que pueden emplearse para la determinación de propiedades hidráulicas en condiciones saturadas o insaturadas (Casanova *et al.*, 2009).

El tensioinfiltrómetro a nivel nacional se ha utilizado en el estudio del efecto de enmiendas orgánicas sobre las propiedades hidráulicas del suelo (Poblete, 1998); para determinar el efecto del gradiente y de la exposición de la pendiente sobre la conductividad hidráulica del suelo (Casanova *et al.*, 2000); en el estudio de la dinámica del agua en laderas de secano de Chile (Joel y Messing, 2000; Casanova *et al.*, 2003); en el comportamiento de éste en suelos con clases texturales contrastantes (González, 2004) y asociadas a diferentes gradientes de pendientes (Noguer, 2005). Sin embargo, ninguno de estos estudios se ha realizado en las zonas áridas y semiáridas del país, donde entender el comportamiento del agua en los horizontes superficiales del suelo, resulta clave en la tarea de enfrentar los severos procesos erosivos que los afectan.

Hipótesis

La aplicación de emulsiones sobre la cabecera de las cárcavas mejorará las propiedades físicas e hidráulicas del suelo, pudiendo ser utilizada para controlar la erosión hídrica que afecta la zona.

Objetivos

El objetivo general de esta investigación es abordar el control de cárcavas en laderas del secano de la Región de Coquimbo, Comuna de Canela Baja, mediante el uso de emulsiones comerciales aplicadas a nivel superficial, para así mejorar las propiedades físicas en la zona de drenaje y detener los procesos erosivos. Además, como objetivo específico se plantea comparar y evaluar los cambios que cuatro productos comerciales generen en las propiedades físicas e hidráulicas del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El ensayo se realizó en la Región de Coquimbo, Provincia de Choapa, Comuna de Canela Baja (Figura 3), particularmente en la Comunidad Agrícola Angostura de Gálvez ($31^{\circ}26'50,9''\text{S}$; $71^{\circ}33'54,6''\text{O}$), en una ladera de exposición norte, durante la temporada 2011-2012.

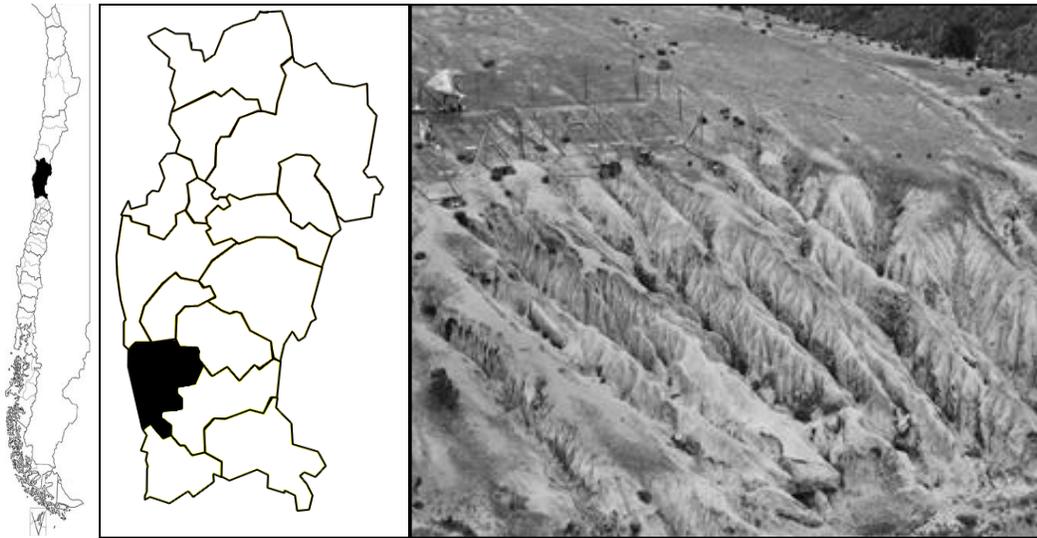


Figura 3. Ubicación de la Región de Coquimbo, Comuna de Canela Baja (izquierda) y cárcavas desarrolladas en el sitio de estudio (derecha).

La localidad presenta una temperatura media anual de $14,4^{\circ}\text{C}$, con una máxima media del mes más cálido de $26,5^{\circ}\text{C}$ y una mínima media del mes más frío de $4,5^{\circ}\text{C}$. Su régimen hídrico se caracteriza por una precipitación anual de 200 mm, de las cuales casi un 84% del total se produce entre Mayo y Agosto (Novoa y Villaseca, 1989).

El suelo del sitio de estudio se encuentra ubicado en una posición de cerros, que corresponden a cordones y serranías de altitud media (100 y 900 m) situados en la zona costera de la Región, a menos de 1.500 m.s.n.m y con gradientes de pendientes entre 30 y 50%. Geológicamente la zona se encuentra integrada por materiales paleozoicos y mesozoicos, además de un complejo granítico de edad jurásica, que se extiende a lo largo de todo el litoral (Pouget *et al.*, 1996).

Los suelos de la zona en estudio se pueden asociar a la Serie Mincha, miembro de la Familia arcillosa, mixta, térmica de los Typic Haplocambid, originada a partir de materiales graníticos y andesíticos fuertemente meteorizados. Con una clase textural superficial franco arcillo arenosa y arcillosa en profundidad, presentan un substrato de material granítico meteorizado, con pedregosidad superficial variable, permeabilidad lenta y drenaje imperfecto (CIREN, 2005).

Metodología

Para realizar el ensayo se delimitaron 20 microparcels (1 m x 1 m) con alambre galvanizado, en el área de aporte de las cárcavas de una ladera fuertemente erosionada. Se aplicaron cuatro emulsiones comerciales, cuyas características se resumen en el Cuadro 1, de acuerdo a las especificaciones del proveedor.

Cuadro 1. Características de las emulsiones líquidas empleadas.

Emulsión	Origen	Materia orgánica	Ácidos fúlvicos	Ácidos húmicos fúlvicos	Polímeros de polietileno
				%	
Biocat 15 [®]	Vegetal	67	-	15	-
Cator Eco [®]	Vegetal (vinaza melaza)	35	25	-	-
Humicop plus [®]	Mineral (lignito)	-	14 ^a -4 ^b	24 ^b	-
Water Aid [®]	Sintético	-	-	-	40

a: www.anasac.cl

b: www.terralia.com

En las microparcels se evaluaron 5 tratamientos (Cuadro 2), con cuatro repeticiones cada uno en un diseño completamente aleatorizado. Las emulsiones se aplicaron con una bomba de espalda directamente al suelo en el mes de Diciembre de 2011, repitiéndose la dosis en Julio de 2012. Se estandarizó la dosis de cada emulsión para que aportaran 12 mL de ingrediente activo (ácidos húmicos-fúlvicos o ácidos fúlvicos) en el caso de los tratamientos T1, T2 y T3, mientras que la dosis de T4 fue el doble de la recomendada por el fabricante. Todas las dosis fueron aplicadas diluidas en un volumen de agua destilada de 10 L.

Al comienzo del ensayo, se realizó una descripción morfológica del perfil de suelo (Schoeneberger *et al.*, 2002) en calicatas sobre la cabecera de las cárcavas y dentro de ellas. Los horizontes superficiales de las microparcels fueron caracterizados principalmente en términos físicos, en dos tiempos (Mayo de 2012 y Diciembre de 2012).

Cuadro 2. Tratamientos del ensayo de comparación de emulsiones comerciales.

Tratamiento	Emulsión orgánica	Dosis (L ha ⁻¹)
T0	Testigo	0
T1	Biocat 15 [®]	200,0
T2	Cator Eco [®]	120,0
T3	Humicop plus [®]	125,0
T4	Water Aid [®]	22,5

Para caracterizar y dimensionar la zona de cárcavas, además de determinar la pendiente de cada microparcela, se realizó un levantamiento altiplanimétrico.

Se midió en terreno la conductividad hidráulica no saturada (K_{ns}) con un tensioinfiltrómetro (CSIRO Permeameter, A.L. Franklin Precision Engineers, Australia) de 20 cm de diámetro, utilizando agua destilada. Las mediciones se efectuaron en dos tiempos (Mayo-Junio y Diciembre de 2012) con cuatro repeticiones por tratamiento y con cuatro presiones de suministro (Ψ_s) de agua (-80 mm, -60 mm, -40 mm y -20 mm), aplicadas en forma descendente para evitar el efecto de histéresis. La K_{ns} del tratamiento control (T0) sólo fue medida en Diciembre de 2012. Se garantizó un buen contacto entre la membrana porosa del disco y el suelo, cortando cuidadosamente la vegetación presente y empleando una delgada capa de arena fina en la superficie de cada microparcela. La tasa de infiltración se midió cada 60 s y durante 40 min en total, asumiendo que en este tiempo se alcanzó el estado de equilibrio.

Para procesar los datos obtenidos en terreno se utilizó el software MCAD que utiliza la metodología propuesta por Ankeny *et al.* (1991), quienes se basan en la solución de Wooding (1968) para la infiltración desde una fuente circular con una carga de presión constante sobre la superficie del suelo. De esta forma se obtuvieron valores pareados de K_{ns} y ψ_s para flujos de infiltración estacionarios a sucesivas presiones de suministro. Los datos de K_{ns} y ψ_s obtenidos se resumieron en un modelo de regresión exponencial teniendo en cuenta lo planteado por Gardner (1958):

$$K_{ns} = K_{fs} * e^{(-a\psi)} \quad (1)$$

Finalmente, se determina la conductividad hidráulica saturada a nivel de campo (K_{fs}) extrapolando a la presión de suministro cero.

Teniendo en cuenta que en un suelo no saturado el gradiente del potencial hidráulico, está dado principalmente por la suma del potencial gravitacional y el potencial mátrico, se han propuesto dos metodologías de ajuste para mediciones con tensioinfiltrómetros en pendiente (Casanova, 1998; Casanova *et al.*, 2000; Casanova, 2001). La primera, al observar flujo superficial de agua bajo el disco, se asume que la presión de suministro controlada efectiva es cero (saturación) y por ende se modifican las presiones de suministro pre-establecidas. La segunda, sin flujo superficial bajo el disco, considera que el potencial gravitacional variará entre la parte superior del disco (pendiente arriba), la parte inferior (pendiente abajo) y el centro del disco. En esta última metodología, en base al gradiente de pendiente de la zona de estudio y acorde a la geometría del equipo empleado (20 cm de diámetro), el ajuste efectuado a cada potencial de suministro fue de 22,4 mm.

Con las mediciones de K_{ns} a presión de suministro -80 mm, se calculó la infiltración acumulada de agua para cada tratamiento, con cuatro repeticiones cada uno, a los 6 y 12 meses de iniciado el ensayo.

Variables medidas

Para llevar a cabo la altiplanimetría se utilizó un nivel de ingeniero (Wild N2, Heerbrugg, Switzerland) y taquímetro (Wild T2mod, Heerbrugg, Switzerland).

En cada microparcela se determinó la densidad aparente por los métodos del terrón y del cilindro (Grossman y Reinsch, 2002), la densidad de partículas por el método del picnómetro (Flint y Flint, 2002) y los separados texturales del suelo por el método del hidrómetro de Bouyoucos (Gee y Or, 2002).

Se midió la estabilidad de macroagregados mediante la variación del diámetro entre tamizado en seco y húmedo (Hartge y Horn, 2009). Para esto, 200 g de agregados secos al aire fueron tamizados en un set de seis tamices (19; 9; 6,35; 4,75; 3,32 y 2 mm) por 2 minutos con una oscilación de 60 Hz. En paralelo, se tomó una submuestra para determinar el contenido de agua. Luego de obtener la masa de agregados para cada tamiz, corregido por su contenido de agua, se tamizó el conjunto de agregados en el mismo set de tamices sumergidos en agua destilada por 5 min a 60 ciclos por minuto. Finalmente se determinó la nueva masa seca de agregados para cada tamiz, luego de ser secados a 105°C y se separaron los fragmentos gruesos, registrando su masa. La variación del diámetro medio ponderado (VDMP) se utilizó como un índice para expresar la estabilidad de los macroagregados del suelo, según la siguiente fórmula:

$$VDMP = \frac{\sum M_{ss} \cdot t_i - \sum M_{sh} \cdot t_i}{M_s} \quad (2)$$

donde,

VDMP: variación del diámetro medio ponderado de agregados entre tamizaje en seco y húmedo (mm). Un valor bajo de VDPM se interpreta como una alta estabilidad de agregados.

M_{ss}: masa de agregados secos, descontada la masa de fragmentos gruesos para cada tamiz (g).

M_{sh}: masa de agregados luego del tamizaje en agua y descontada la masa de fragmentos gruesos para cada tamiz (g).

t_i: apertura media de cada tamiz (mm).

M_s: masa inicial de todos los agregados secos al aire, descontado su contenido de agua (g).

Además de determinó el contenido de MO por el método de Walkey-Black, que consiste en la oxidación de ésta con K₂Cr₂O₇ en ácido sulfúrico concentrado por 30 minutos, seguido por la titulación del exceso de K₂Cr₂O₇ con FeSO₄ (Allison, 1965).

Análisis estadístico

Los resultados de estabilidad de agregados, densidad aparente y real, los contenidos de materia orgánica, como también los valores de infiltración acumulada fueron sometidos a un análisis de varianza (ANDEVA, $P \leq 0,05$), para identificar posibles diferencias significativas entre los tratamientos. Cuando fue necesario, se realizó una prueba de comparación múltiple por el método de Tukey ($P \leq 0,05$). La conductividad hidráulica saturada fue analizada mediante una prueba de regresión, con un nivel de confianza del 95%, para determinar diferencias entre los tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El suelo descrito (Apéndice I) derivado de materiales graníticos, es delgado, con clases texturales que varían de areno francosa en superficie a franco arcillo arenosa en profundidad, con un color entre el matiz 7,5YR y 10YR. Presenta una estructura de bloques subangulares finos moderados a medios muy fuertes en los primeros horizontes, la cual cambia a maciza en profundidad, con una gran abundancia de gravas (50%) meteorizadas.

El horizonte superficial presenta un 8% de partículas tamaño arcilla, en contraste con el horizonte subyacente que presenta un considerable aumento de ellas (31%). Estas diferencias y los contenidos similar de partículas tamaño limo entre ambos horizontes (14%), generan el cambio de una clase textural areno francosa a una franco arcillo arenosa. Los bajos valores de partículas tamaño arcilla que se aprecian en el horizonte superficial se pueden deber a los procesos erosivos que afectan al lugar, los cuales de acuerdo a Starr *et al.* (2000) generan una pérdida preferencial de las partículas más finas del suelo producto de la escorrentía superficial. Asociado a esto, las partículas de arcilla pueden ser movilizadas por procesos de eluviación a mayores profundidades dentro del perfil de suelo (Moustakas, 2012). Esto explicaría a su vez, el aumento de ellas en los horizontes subsiguientes.

La variación de la clase textural en profundidad, como también el cambio en su estructura, afectará directamente la continuidad del sistema poroso, encontrándose una mayor proporción de poros de drenaje rápido ($>50 \mu\text{m}$) en superficie. En los horizontes subyacentes, dichos poros se verán disminuidos, pasando a dominar los poros de drenaje lento ($50 - 10 \mu\text{m}$) y de agua útil ($<10 - 0,2 \mu\text{m}$). Teniendo en cuenta que el sistema poroso controla los flujos de agua y aire a través del suelo, una discontinuidad de éste va disminuir la tasa de infiltración de agua, favoreciendo el escurrimiento superficial.

El suelo se encuentra en una ladera de exposición norte, por lo que exhibe una escasa cubierta vegetal a lo largo del año. Además, presenta un gradiente de pendiente moderadamente escarpado (25%), razones por lo cual se favorece el arrastre de sedimentos, y por ende, los procesos de erosión con flujo canalizado (Carroll *et al.*, 2000; Koulouri y Giourga, 2007). Los rasgos de erosión se pueden apreciar no solo como profundas cárcavas, sino también en el escaso espesor (6 cm) del horizonte superficial.

El contenido de MO en superficie es bajo (1,70%), algo común para zonas áridas y semiáridas, las cuales se caracterizan por desarrollar una baja cobertura vegetal durante el año, con pocas especies leñosas, lo cual reduce los aportes de materiales orgánicos al suelo (Kutiel *et al.*, 2000). Asociado a esto, la erosión del suelo es un proceso selectivo que genera la pérdida preferencial de las partículas de menor tamaño y densidad, como son la materia orgánica particulada y los restos de plantas levemente descompuestos (Jacinthe *et al.*, 2004; Polyakov y Lal, 2008; Nadeu *et al.*, 2011).

Caracterización física de la unidad experimental

La erosión hídrica del suelo se produce cuando el agua precipitada supera ampliamente su capacidad de infiltración, generando escurrimiento superficial y el consiguiente arrastre de sedimentos. La capacidad de infiltración de agua del suelo está gobernada, fundamentalmente, por propiedades físicas. Por lo tanto, resulta de suma importancia ver el efecto que los tratamientos tuvieron sobre ellas y, de igual forma, su permanencia en el tiempo. En el Cuadro 3 se pueden ver algunas propiedades físicas del suelo en el horizonte superficial para los dos tiempos de medición.

Cuadro 3. Valores superficiales de densidad de suelo para cada tratamiento, medidos en dos períodos.

Tratamiento	Densidad de suelo ¹				
	Mayo 2012			Diciembre 2012	
	Da _C	Da _T	Dr	Da _C	Da _T
	----- Mg m ⁻³ -----				
T0	1,67 ± 0,03	1,87 ± 0,25	2,84 ± 0,21	1,68 ± 0,15	2,07 ± 0,19
T1	1,66 ± 0,09	1,91 ± 0,20	2,80 ± 0,24	1,66 ± 0,09	2,01 ± 0,28
T2	1,59 ± 0,10	1,89 ± 0,19	2,81 ± 0,09	1,69 ± 0,12	1,91 ± 0,07
T3	1,62 ± 0,11	2,16 ± 0,30	2,71 ± 0,18	1,75 ± 0,10	2,01 ± 0,15
T4	1,69 ± 0,09	2,11 ± 0,36	2,79 ± 0,13	1,72 ± 0,08	1,92 ± 0,11

¹.Da_C: densidad aparente con cilindro, Da_T: densidad aparente con terrón, Dr: densidad real.

Los resultados obtenidos para la densidad aparente, tanto por el método del terrón (Da_T) como del cilindro (Da_C), no presentaron diferencias significativas (P>0,05) entre los tratamientos para ninguno de los tiempos de medición. No obstante, a los seis meses de iniciado el ensayo T1, T2 y T3 tendieron a disminuir el valor de la Da_C respecto del testigo en un 0,59%, 4,79% y 2,99%, respectivamente. En la segunda fecha de medición T1 disminuyó su Da_C en un 1,19%, respecto de T0, mientras que T2, T3 y T4 la incrementaron en un 0,60%, 4,17% y 2,38%, correspondientemente.

La Da_T en la primera medición presentó un incremento de un 2,14%, 1,07%, 15,51% y 12,83%, para T1, T2, T3 y T4, respectivamente, en relación a T0. Por el contrario, en las mediciones efectuadas en Diciembre de 2012, todos los tratamientos obtuvieron valores menores de Da_T en comparación al tratamiento control, con disminuciones de un 2,90%, 7,73%, 2,90% y 7,25%, para T1, T2, T3 y T4, respectivamente.

Los valores de densidad real (Cuadro 3) tampoco presentaron diferencias significativas (P>0,05) entre los tratamientos y variaron entre 2,71 Mg m⁻³ y 2,84 Mg m⁻³, valores que se encuentran dentro de un rango esperable para suelos minerales (Skopp, 2012).

Al comparar ambas mediciones (Cuadro 3) es posible ver que, a excepción de T1, todos los tratamientos incrementaron su Da_C en un 0,60%, 4,40%, 8,02% y 1,78% para T0, T2, T3 y T4, correspondientemente. De igual forma, los tratamientos T0, T1, y T2 vieron incrementada su Da_T en un 10,70%, 5,24% y 1,06%, respectivamente, entre la primera y

segunda medición, mientras que T3 y T4, mostraron disminuciones de un 4,74% y 9,00%, correspondientemente.

El aumento de la D_{ac} para los tratamientos T2, T3 y T4 en la 2ª fecha de medición, se podría deber al efecto que generan las emulsiones sobre las arcillas. Los tratamientos T2 y T3, al presentar sustancias húmicas-fúlvicas y fúlvicas, podrían haber aumentado la cohesión dentro de los agregados, producto de que estas fracciones de la MO tienden a unirse con cationes polivalentes y partículas de arcilla (Tisdall y Oades, 1982).

El tratamiento T4, formulado a partir de polímeros, también puede interactuar con las partículas de arcilla presentes en el suelo, aumentando la cohesión de éstas. El mecanismo por el cual los polímeros generan este efecto va a depender de su carga eléctrica. Aquellos que presentan carga negativa (aniónicos) pueden interactuar a través de cationes polivalentes, mientras que los polímeros catiónicos pueden interactuar directamente con las cargas negativas presentes en las arcillas (Greenland, 1972; Theng, 1982). Finalmente, aquellos que no presentan cargas en su superficie, pueden interactuar con las partículas de arcilla a través de puentes de hidrógeno (Theng, 1982).

El humedecimiento violento del suelo, producto de intensas precipitaciones, puede provocar el colapso de sus agregados. Esta condición favorece el desarrollo de un sello superficial, el cual puede disminuir la velocidad de infiltración del agua, aumentando el escurrimiento superficial y la pérdida de las partículas del suelo. Es por esto que la estabilidad de los agregados ha sido considerada como un buen indicador de la susceptibilidad del suelo de ser erodado, en especial en zonas semiáridas (Cerdá, 1998; Cantón *et al.*, 2009).

Diversos estudios han demostrado la importancia de la MO en la formación y estabilidad de agregados, encontrando correlaciones positivas (Tisdall y Oades, 1982; Cerdá, 2000; Cantón *et al.*, 2009). Sin embargo, los diferentes mecanismos por los cuales la MO incrementa la estabilidad del suelo, aún no están del todo dilucidados (Abiven *et al.*, 2009). Lo que sí se sabe con claridad es que, tanto la cantidad como la calidad del aporte orgánico incorporado al suelo, va a generar diferentes efectos sobre sus agregados (Piccolo, 1996).

Las emulsiones evaluadas no debiesen generar un aumento de los contenidos de carbono orgánico en el suelo, debido a que los volúmenes aplicados son muy bajos. Sin embargo, ejercen un efecto sobre los agregados del suelo, y de esta forma sobre la MO preexistente. En el Cuadro 4 se pueden ver los contenidos de MO y la estabilidad de macroagregados (VDMP) para cada tratamiento, transcurridos seis y doce meses desde el inicio del ensayo.

Cuadro 4. Contenidos de materia orgánica (MO) y estabilidad de macroagregados (VDMP) del suelo para cada tratamiento, medidos en dos períodos.

Tratamiento	MO _{Mayo 2012}	MO _{Dic 2012}	VDMP _{Mayo 2012}	VDMP _{Dic 2012}
	----- % -----	-----	----- mm -----	-----
T0	1,70 ± 0,28	1,43 ± 0,11	2,90 ± 1,16	2,42 ± 1,34
T1	1,73 ± 0,32	1,51 ± 0,26	2,40 ± 2,29	3,67 ± 3,27
T2	2,01 ± 0,29	1,50 ± 0,33	4,36 ± 1,05	2,93 ± 0,37
T3	1,67 ± 0,10	1,64 ± 0,39	3,12 ± 1,26	2,24 ± 1,77
T4	1,56 ± 0,27	1,63 ± 0,37	3,21 ± 2,92	2,05 ± 1,61

La MO del suelo está formada por un conjunto de residuos orgánicos de origen animal y/o vegetal, que están en diferentes etapas de descomposición; además, incluye una fracción viva que participa en la descomposición y transformación de estos residuos. Dentro de la MO se distingue una fracción lábil, disponible como fuente energética fácilmente utilizable por los microorganismos (p.e. hidratos de carbono, proteínas, taninos, ácidos grasos). Además existe una fracción más compleja y estable, constituida por ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas (Rosell, 1999; Aguilera, 2000).

Los valores medidos de MO (Cuadro 4) no presentaron diferencias significativas ($P > 0,05$) entre los tratamientos para ninguna de las fechas de medición. En la primera medición, T1 y T2 presentaron un 1,76% y 18,24% más de MO, respectivamente, que T0. Por el contrario, T3 y T4 tuvieron un 1,76% y 8,24% menos de C orgánico que el control. Para la segunda fecha de medición, todos los tratamientos presentaron un mayor contenido de MO que el tratamiento control. Sin embargo, al comparar el contenido de MO para cada tratamiento entre las dos fechas medidas, el tratamiento T4 fue el único que presentó un incremento de éste, en un 4,49%. Por su parte, el tratamiento T2 presentó la mayor disminución, con un 25,37% menos de MO, seguido de T0 con una disminución del 15,88%, T1 con un 12,72% y T3 con un 1,80%.

Las dosis aplicadas para cada emulsión no implican un aporte significativo de MO al suelo, por lo que los distintos valores obtenidos para la primera medición se pueden deber a que en las zonas áridas y semiáridas el ciclo del C es sumamente complejo. Esta complejidad tiene su origen en la continua redistribución de las partículas más finas del suelo, MO y arcillas, producto del escurrimiento superficial (Gregorich *et al.*, 1998). La redistribución genera zonas de pérdidas, generalmente ubicadas en los lugares de mayor gradiente dentro de la ladera, y zonas de depositación, localizadas en la parte baja de la ladera. Asociado a esto, las zonas áridas y semiáridas se caracterizan por presentar una distribución de la vegetación en parches, que generan microrelieves y también pueden actuar como zonas de depositación al frenar el escurrimiento superficial (Schlesinger *et al.*, 2000; Puigdefábregas, 2005). Ésta condición otorga una mayor complejidad a la redistribución de los sedimentos.

Independiente de si se genera o no escurrimiento superficial, el colapso de los agregados del suelo producto del impacto de la gota de lluvia y del humedecimiento súbito, exponen la MO protegida en los microagregados. Esto favorece su mineralización, producto de la acción de los microorganismos, aumentando su pérdida como CO_2 .

Tomando en cuenta lo anterior, no resulta extraño que exista una gran variabilidad en los contenidos de C en los suelos donde se llevó a cabo el ensayo, ya que cumplen con todas las condiciones descritas anteriormente, y por lo tanto van a afectar directamente la distribución de la MO dentro del terreno.

La disminución de la MO para todos los tratamientos, a excepción de T4, se puede deber a que los tres principales eventos de precipitación, 17 de Junio ($25,6 \text{ mm día}^{-1}$), 16 y 17 de Agosto ($46,4 \text{ mm día}^{-1}$) y 7 de Octubre ($22,3 \text{ mm día}^{-1}$) todos de 2012, ocurrieron posteriores a la primera fecha de medición. Estas precipitaciones, al analizar la masa de sedimentos movilizados (Capítulo II), generaron un arrastre promedio del orden de $2.536,47 \text{ kg ha}^{-1}$ y $100,22 \text{ kg ha}^{-1}$, para los eventos de Junio y Agosto de 2012,

respectivamente. El arrastre de sedimentos ocurrido en la última fecha de precipitación fue despreciable.

Pese a esta disminución, todos los tratamientos presentaron un mayor valor que el tratamiento control (T0). Esto puede estar asociado a la protección ejercida por las emulsiones sobre los agregados del suelo, las cuales impiden su disgregación frente a humedecimientos rápidos y de esta forma limita las pérdidas de la MO en relación al testigo (Oades, 1984; Angers *et al.*, 1997).

En relación al aumento del contenido de MO que se aprecia en la segunda medición para T4, se puede deber al efecto estabilizador que generó esta emulsión sobre los agregados del suelo, lo cual limitó la pérdida de MO acumulada dentro de estos. También puede deberse al aporte de materiales orgánicos finos provenientes del escurrimiento superficial ladera arriba (Gregorich *et al.*, 1998), tomando en cuenta que es una emulsión de origen sintético que no aporta MO al suelo (ver Cuadro 1) y que la microparcela permite el flujo del escurrimiento superficial a través de ella.

Los valores VDMP (Cuadro 4) tampoco presentaron diferencias significativas ($P > 0,05$) entre los tratamientos en ninguno de los tiempos de medición. Pese a la gran variabilidad que se puede observar dentro de cada tratamiento, en la medición realizada en Mayo T1 obtuvo la menor VDMP, incrementando su estabilidad en un 17,24% con respecto del tratamiento T0, mientras que los tratamientos T2, T3 y T4, disminuyeron la estabilidad de macroagregados en un 50,34%, 7,59% y 10,69%, respectivamente, en relación al control. En la segunda medición T4 presentó la mayor estabilidad de agregados, siendo un 18,05%, 79,02%, 42,93% y 9,27% más estable que T0, T1, T2 y T3, correspondientemente.

Al comparar ambas fechas de medición, se puede ver que la mayoría de los tratamientos incrementaron la estabilidad de los macroagregados del suelo, siendo T4 el que mejoró en mayor medida la VDMP de sus agregados, con un incremento de un 36,14%. De igual forma, los tratamientos T2, T3 y T0 incrementaron la estabilidad de los macroagregados en un 32,80%, 28,21% y 16,55%, respectivamente. El único tratamiento que generó una disminución de la estabilidad del suelo fue T1, la cual fue un 52,92% menor en la segunda medición.

Las diferencias en la estabilidad de los macroagregados encontradas entre los tratamientos y las diferentes fechas de medición, pueden estar relacionadas a la composición de cada emulsión, como también a los mecanismos que actúan sobre la estabilidad de los macroagregados, favoreciendo el desarrollo de la pradera anual.

La estabilidad de los macroagregados se ha relacionado con los diversos efectos generados por las raíces, las cuales: i) promueven ciclos de humedecimiento-secado a su alrededor, ii) liberan exudados que sirven como cementantes, iii) sirven como fuente de energía para los microorganismos del suelo durante el proceso de descomposición, los cuales favorecen la agregación del suelo mediante la producción de carbohidratos y, iv) se entrelazan con los microagregados, que también se puede relacionar con la acción de las micorrizas arbusculares (Martens y Frankenberger, 1991; Six *et al.*, 2004). También los micelios de los hongos juegan un rol activo en la formación y estabilidad de los macroagregados, a

través de la exudación de polisacáridos, en especial en suelos con clases texturales gruesas (Oades y Waters, 1991; Tisdall *et al.*, 1997; Six *et al.*, 2004).

El incremento de la estabilidad de T0 en la segunda fecha de medición, puede estar relacionado a la acción generada por las raíces de las plantas que naturalmente emergieron en el área de estudio, posteriores a los eventos de precipitación. Por su parte, la emulsión del tratamiento T1 presenta los mayores valores de MO (Cuadro 1) en comparación con el resto de los tratamientos, pero solo un 15% la constituyen ácidos húmicos-fúlvicos. Por lo tanto, los microorganismos pueden actuar con mayor facilidad sobre ésta, permitiendo la liberación de polisacáridos que van a actuar sobre la estabilidad de los macroagregados en un período de tiempo más corto, situación que se pudo verificar en la primera medición. Por el contrario, los tratamientos T2 y T3 presentan un 25% y un 24% de ácidos fúlvicos y húmicos-fúlvicos, respectivamente. Estas fracciones de la MO del suelo son más complejas, por lo que los microorganismos tardan mayor tiempo en descomponerlas.

Lo planteado queda reflejado en un estudio realizado por Monier (1965), quien propuso un esquema, posteriormente respaldado por otros modelos (Golchin *et al.*, 1994; Six *et al.*, 2000), que relacionaba el efecto de distintos tipos de aportes orgánicos y el tiempo de acción y duración que estos ejercían sobre la estabilidad de los agregados del suelo. Las sustancias húmicas, según el autor, logran su mayor efecto sobre los agregados al año de ser aplicadas, en contraste con abonos verdes, que tienen una rápida acción, producto de la facilidad con que los microorganismos del suelo pueden utilizarla, pero su efecto estabilizador es relativamente corto. Por su parte, Abiven *et al.* (2009) realizaron una revisión bibliográfica con el fin de corroborar lo planteado por Monier (1965) para un variado tipo de productos orgánicos y condiciones experimentales. Luego de analizar 48 estudios, concluyeron que los distintos aportes orgánicos generaban un incremento de la estabilidad del suelo en la línea de lo propuesto por Monier.

Además de la acción generada por los microorganismos al descomponer la MO aportada por las emulsiones, existe un efecto directo de las sustancias fúlvicas y húmicas-fúlvicas sobre la estabilidad de los agregados del suelo. Mbagwu y Piccolo (1989) evaluaron el efecto de distintas dosis de ácidos húmicos (0, 0,1, 1 y 10 g kg⁻¹ de suelo) sobre la estabilidad de diferentes suelos, encontrando que todas las dosis aplicadas aumentaban la estabilidad de los agregados. A su vez, las mayores dosis lograron aumentar en mayor medida la estabilidad de los agregados, y este incremento fue más marcado en los suelos que presentaban una menor estabilidad inicial. Los autores explicaron esto en base a la carga negativa que presentan estas sustancias, las cuales se adsorben a los cationes que se encuentran neutralizando las cargas de las arcillas. De esta manera, exponen sus grupos alifáticos y aromáticos, es decir, sus partes hidrofóbicas, aumentando su capacidad para repeler el agua.

En otro estudio realizado por Piccolo *et al.* (1997) los autores también encontraron que la aplicación de ácidos húmicos incrementó la estabilidad de dos suelos con clase texturales gruesas. Además aumentó la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos. Los ácidos húmicos también incrementaron la resistencia de los suelos a la erosión hídrica, al aumentar el tiempo de inicio del escurrimiento y disminuir el colapso de sus agregados. Finalmente concluyeron que las partes hidrofílicas de las sustancia húmicas, que

corresponden a los grupos carboxílicos y fenólicos, eran las causantes del aumento de la capacidad para almacenar agua.

Pese a que el mecanismo propuesto por Mbagwu y Piccolo (1989) fue posteriormente confirmado por los estudios de Varadachari *et al.* (1991) y Singer y Huang (1993), los mismos autores (Piccolo y Mbagwu, 1999), plantearon otro posible mecanismo de acción. En otro ensayo realizado con ácidos húmicos con composición hidrofóbica y/o hidrofílica, postularon que los ácidos húmicos altamente hidrofóbicos podían interactuar con otras sustancias de las mismas características mediante fuerzas hidrofóbicas, como uniones de Van der Waals, incrementando de esta manera la estabilidad de los agregados.

El mayor efecto generado por el tratamiento T3 en comparación a T2, se puede explicar por el gran número de grupos altamente oxidados (COOH^- y OH^-) que presentan los ácidos húmicos-fúlvicos respecto de los ácidos fúlvicos. Esto permite generar más uniones entre las partículas de arcilla, cationes polivalentes y las sustancias húmicas-fúlvicas, aumentando la estabilidad de los agregados (Fortun *et al.*, 1989; Tejada y González, 2008).

El efecto generado por el tratamiento T4, que presentó la mayor estabilidad de agregados en Diciembre de 2012, estaría asociado a la capacidad que presentan los polímeros de adsorberse a los minerales de arcilla del suelo (Ben-Hur, 2006). Los mecanismos de adsorción de los polímeros presentes en la emulsión van a depender de la naturaleza eléctrica de éstos. Aquellos polímeros que no presentan carga, interactúan con la superficie de las arcillas, fundamentalmente mediante puentes de hidrógeno entre los grupos hidroxilos de los polímeros y los óxidos de silicio presentes en las arcillas (Theng, 1982). Por su parte, según plantea el mismo autor, los polímeros catiónicos son adsorbidos principalmente por la interacción entre las cargas negativas presentes en las arcillas y los grupos catiónicos de éstos. Finalmente, los polímeros aniónicos tienden a repelerse con las arcillas, por presentar ambas carga negativa. Sin embargo, existen diferentes situaciones en las que sí se pueden adsorber: i) cuando cationes polivalentes actúan como puentes entre las partículas de arcilla y los polímeros y, ii) cuando las partículas de arcilla exponen iones positivos de aluminio que atraerán a los polímeros cargados negativamente (Greenland, 1972; Theng, 1982).

Otras propiedades de los polímeros que van a influir en su capacidad de mejorar la estabilidad de los agregados de un suelo son su viscosidad y tamaño molecular. Ambos van a determinar la facilidad con que un polímero puede ingresar en los agregados e incrementar aún más su efecto estabilizador (Ben-Hur y Keren, 1997).

El aumento de la estabilidad estructural de un suelo mediante la aplicación de emulsiones elaboradas con polímeros, ya había sido observado en el estudio de Liu *et al.* (2009), quienes encontraron un incremento de las uniones entre los agregados y las moléculas hidrofílicas presentes en las emulsiones evaluadas. Esto permitió, según los autores, que los polímeros de la emulsión envuelvan a los agregados, formando una membrana viscosa y elástica sobre ellos, aumentando la estabilidad de los agregados frente a un humedecimiento súbito. De igual forma, Liu *et al.* (2011a) volvieron a comprobar el efecto benéfico de una emulsión similar sobre la estabilidad estructural y la pérdida de suelo.

Caracterización hidráulica de la unidad experimental

Evaluar las propiedades hidráulicas del suelo en terreno permite obtener información de mucha utilidad a la hora de entender e intentar implementar un manejo eficiente para el control de la erosión hídrica. Dentro de estas propiedades, la infiltración es un proceso clave, ya que determina cuánta agua proveniente de las precipitaciones entra al suelo y cuanto de ella va a ser movilizada por el escurrimiento superficial (Radcliffe y Simunek, 2012). Al respecto, en la Figura 4 se puede ver la infiltración acumulada (IA) de cada tratamiento, respecto del tratamiento control, para la presión -80 mm en la primera fecha de medición.

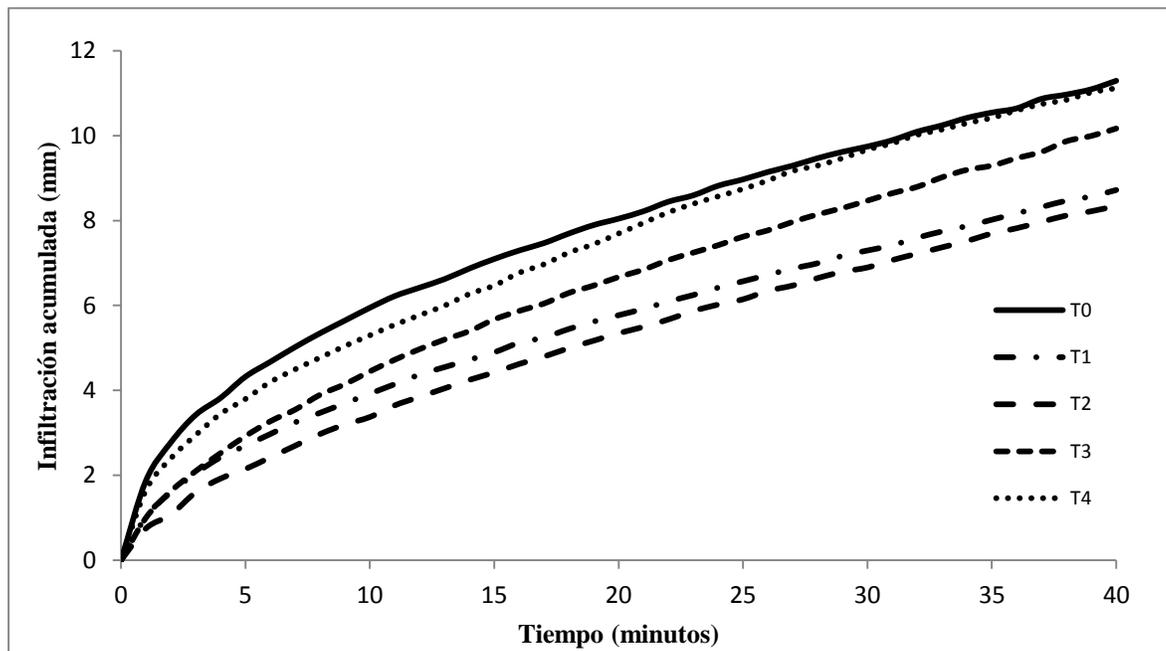


Figura 4. Infiltración acumulada promedio (n=4) de cada tratamiento, para la presión de suministro -80 mm, en Mayo-Junio de 2012.

Las presiones utilizadas en el tensioinfiltrómetro se pueden asociar, en base a lo planteado por Aoki y Sereno (2005), a diferentes diámetros de poros: 1500 μm , 750 μm , 500 μm y 350 μm para las presiones -20 mm, -40 mm, -60 mm y -80 mm, respectivamente. De esta forma se pueden separar en dos zonas, los macroporos (M_{ap}) para aquellas presiones mayores a -30 mm y los mesoporos (M_{ep}) para las presiones menores o igual a -30 mm (Luxmoore, 1981). Producto de esto se observó, para la mayoría de los tratamientos, que la IA aumenta a medida que la presión de suministro disminuye, ya que la entrada de agua al suelo estará gobernada por los poros de mayor diámetro (Ankeny *et al.*, 1990).

Transcurrido los 40 minutos de medición, T0 presentó una media de IA de 11,29 mm, siendo mayor en un 29,47%, 35,37%, 11,01% y 1,53%, que T1, T2, T3 y T4, respectivamente, no encontrándose diferencias significativas ($P > 0,05$). El tratamiento T3 generó la mayor variabilidad, con una desviación estándar (DS) de $\pm 3,11$ mm, mientras que

T0 presentó un valor de $DS = \pm 1,63$ mm. El mayor valor obtenido por T0, respecto de T1, T2 y T3, se puede deber a que las emulsiones de estos tratamientos presentan sustancias húmicas y fúlvicas, que producto de grupos alifáticos y aromáticos, pueden haber aumentado la repelencia del suelo al agua, disminuyendo las tasas de infiltración. La repelencia al agua es la resistencia generada por el suelo al humedecimiento instantáneo y, es generada principalmente por largas cadenas de compuestos orgánicos hidrofóbicos que cubren a las partículas minerales del suelo (Thwaites *et al.*, 2006; Hallet, 2008).

Las mediciones de la IA se realizaron antes del primer evento de precipitación ocurrido el 17 de Junio de 2012 ($25,6$ mm día⁻¹), por lo que el suelo presentaba un bajo contenido de agua para todos los tratamientos. El contenido gravimétrico de agua, al inicio de la medición varió entre 0,89% y 1,57%, para los cinco tratamientos. Es sabido que el contenido de agua del suelo afecta su capacidad de infiltración, al generar un reordenamiento de los grupos hidrofílicos (C=O) e hidrofóbicos (CH) (De Jonge *et al.*, 1999). A menor contenido de agua, los grupos hidrofílicos tienden a juntarse y exponer sus partes hidrofóbicas, aumentando la hidrofobicidad del suelo.

El tratamiento T4 generó prácticamente la misma IA que T0, lo que puede tener relación con las características de los polímeros presentes en la emulsión. Estos polímeros debiesen ser altamente hidrofílicos, por lo que son capaces de absorber una gran cantidad de agua, favoreciendo su infiltración en el suelo.

Seis meses después de efectuada la primera medición y, habiendo aplicado nuevamente las dosis respectivas para cada tratamiento (Julio de 2012), se volvió a medir la IA para la presión de suministro -80 mm (Figura 5).

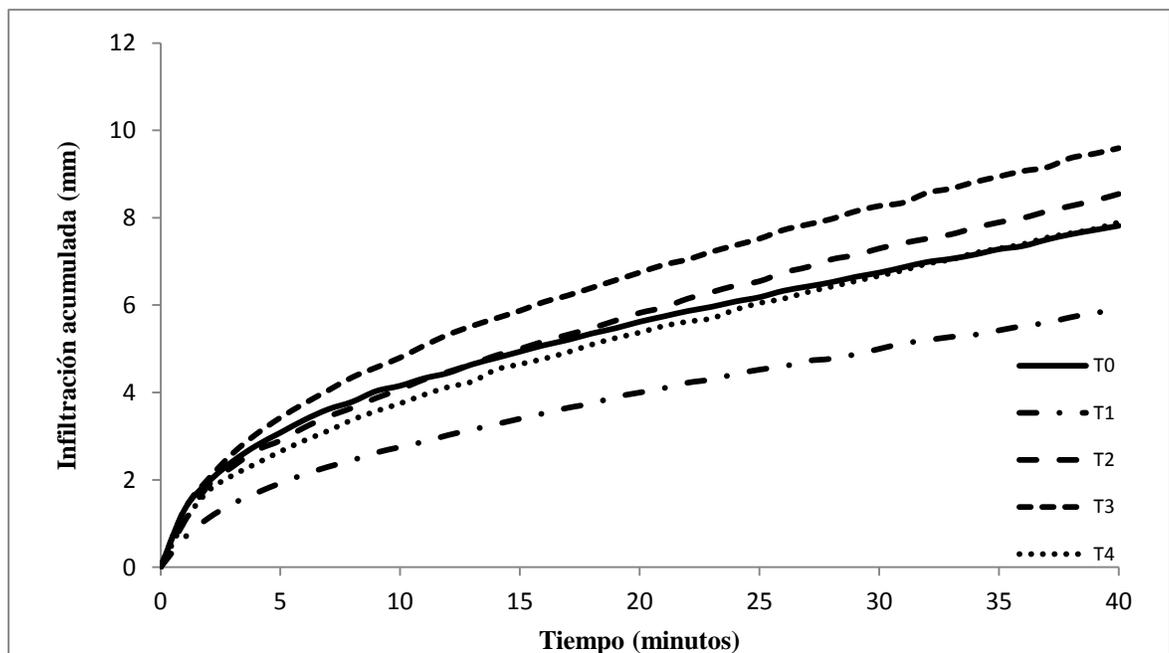


Figura 5. Infiltración acumulada promedio ($n=4$) de cada tratamiento, para la presión de suministro -80 mm, en Diciembre de 2012.

En la segunda medición, pese a no existir diferencias significativas ($P > 0,05$) entre los valores promedios de IA alcanzados por los tratamientos a los 40 minutos de medición, T3 obtuvo el mayor valor, con una IA de 9,59 mm. Este valor fue un 22,63%, 62,54%, 12,30% y 21,55% mayor, que T0, T1, T2 y T4, correspondientemente. De igual forma, los tratamientos T2 y T4 superaron al tratamiento control en un 9,21% y 0,90%, respectivamente. Esto se puede explicar en parte por la mayor estabilidad de los agregados del suelo (Cuadro 4) generada por los tratamientos T3 y T4, lo que permite mantener la continuidad del sistema de poros, limitando su obturación por partículas dispersas. Además el suelo presentaba un mayor contenido de agua, el cual varió entre 1,05 y 1,77 %, producto de los eventos de precipitación ocurridos durante la temporada, lo cual puede haber disminuido el efecto hidrófobo de las emulsiones. Sin embargo, en esta segunda medición todos los valores fueron menores a los registrados en Mayo-Junio.

El aumento del contenido gravimétrico de agua respecto de la primera medición, para todos los tratamientos a excepción de T2, en un 5,77%, 18,79%, 17,98% y 61,76% para T0, T1, T3 y T4, respectivamente, puede explicar los menores valores de IA obtenidos en la medición realizada en Diciembre de 2012. La IA medida al final de los 40 minutos de transcurrida la prueba, disminuyó en un 30,74%, 32,34%, 5,70% y 29,05% para T0, T1, T3 y T4, correspondientemente, respecto de la medición realizada en Mayo-Junio de 2012. Liu *et al.* (2011b), encontraron que la IA medida a los 60 minutos de iniciada la medición, disminuyó a medida que aumentaba el contenido volumétrico de agua de un suelo con clase textural franco arcillosa. Los autores concluyen que luego de la primera etapa de infiltración, el proceso está mayormente controlado por el gradiente hidráulico del suelo, el cual disminuye con un mayor contenido de agua.

Es importante señalar que tanto la variación en los contenidos de los separados texturales en profundidad como el escaso espesor del primer horizonte (Apéndice I) van a afectar directamente la tasa con que el agua ingresa al suelo. El aumento de partículas tamaño arcilla en el segundo horizonte genera un cambio en la distribución del tamaño de poros, disminuyendo la presencia de los poros encargados del drenaje del suelo. Esto, junto con la baja capacidad de retención de agua del primer horizonte, va a facilitar que el horizonte superficial se sature rápidamente durante los eventos de precipitación de mayor intensidad, incrementando el escurrimiento superficial, el arrastre de sedimentos y la erosión del suelo.

Otra propiedad hidráulica del suelo que expresa la velocidad con la que el agua se mueve dentro éste, es la conductividad hidráulica (K). Los flujos de agua en el suelo pueden ocurrir en condiciones saturadas o insaturadas, las primeras durante eventos de lluvias, riego o condiciones particulares de anegamiento (Hillel, 1971). Se estimó la conductividad hidráulica saturada en terreno (K_{fs}), con el fin de analizar el comportamiento del suelo en condiciones similares a las de un evento de precipitación. En la Figura 6 se pueden ver los valores de K_{fs} para los tratamientos, en los dos tiempos de medición, con el ajuste correspondiente sin y con escurrimiento superficial (este último denotado por el desplazamiento de la viñeta hacia la derecha en la Figura 6) y según el gradiente de pendiente de la ladera.

Al comparar ambas mediciones se puede apreciar que todos los tratamientos disminuyeron sus valores de K_{fs} en la segunda fecha de medición. El tratamiento T4 presentó la mayor disminución de su K_{fs} , siendo un 51,49% menor para la segunda fecha de medición. Por su

parte, los tratamientos T1, T2 y T3 disminuyeron su K_{fs} en un 45,02%, 15,01% y 19,27%, respectivamente, en relación a la primera medición.

Las emulsiones orgánicas van a modificar la K del suelo al afectar sus propiedades físicas. Sin embargo en la literatura se pueden encontrar efectos contradictorios. Por una lado, tanto Lado *et al.* (2004) como Bhattacharyya *et al.* (2007) sostienen que la MO puede aumentar la K del suelo; estos últimos autores plantean que esto se debe al aumento de la estabilidad de los agregados, de los poros encargados del movimiento del agua y de la porosidad total del suelo. No obstante, otros estudios no sólo no han encontrado un efecto claro, sino incluso, correlaciones negativas entre la MO y la K del suelo (Khaleel *et al.*, 1981; Felton, 1995; Rawls *et al.*, 2005). Al respecto, Nemes *et al.* (2005) señalan que la MO puede disminuir la K del suelo al aumentar su capacidad de retener agua y, de esta manera, disminuir el potencial hidráulico. Además, sostienen que la formación de nuevos agregados puede obstruir grietas y poros de mayor tamaño, aumentando la tortuosidad del sistema de poros y, por consiguiente, disminuyendo el movimiento del agua.

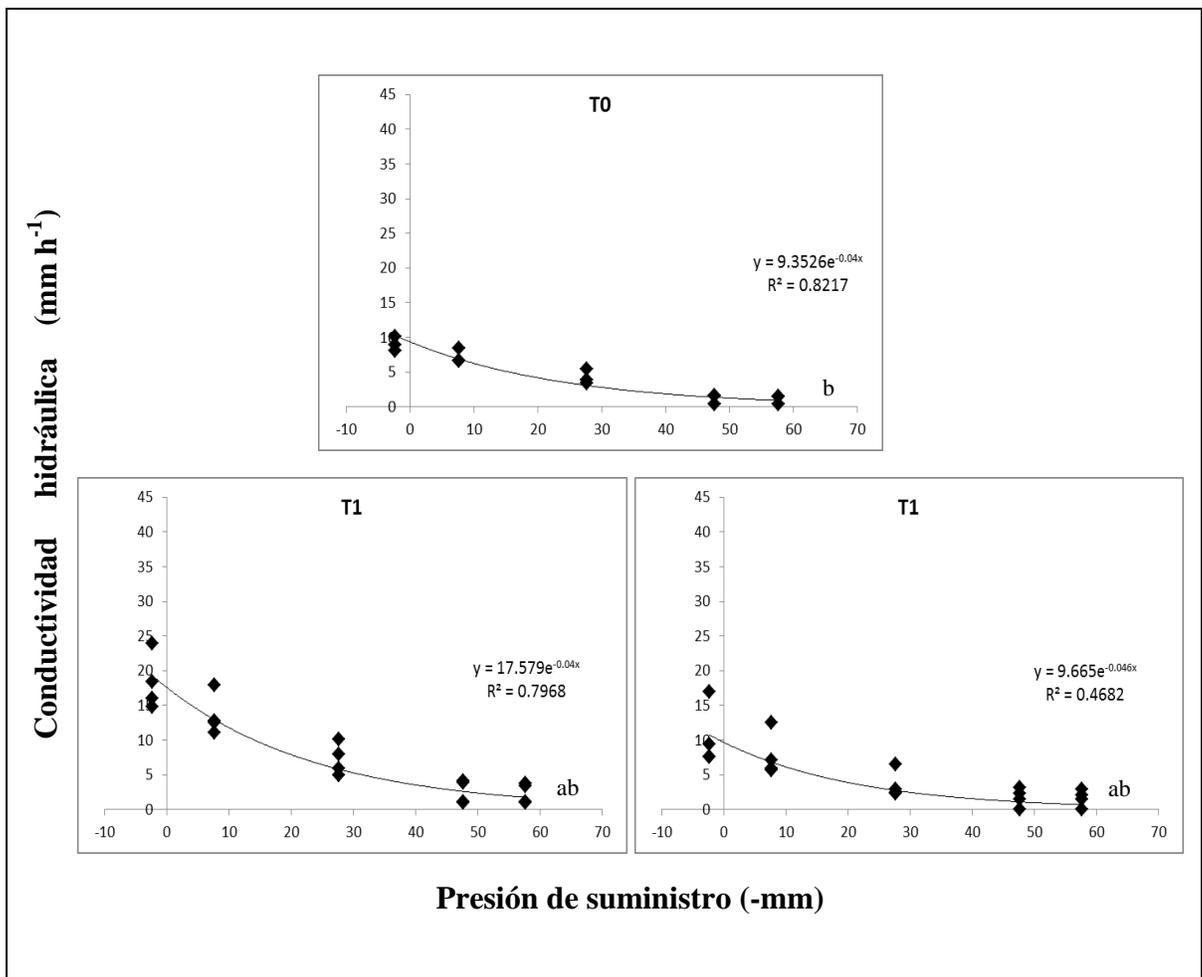
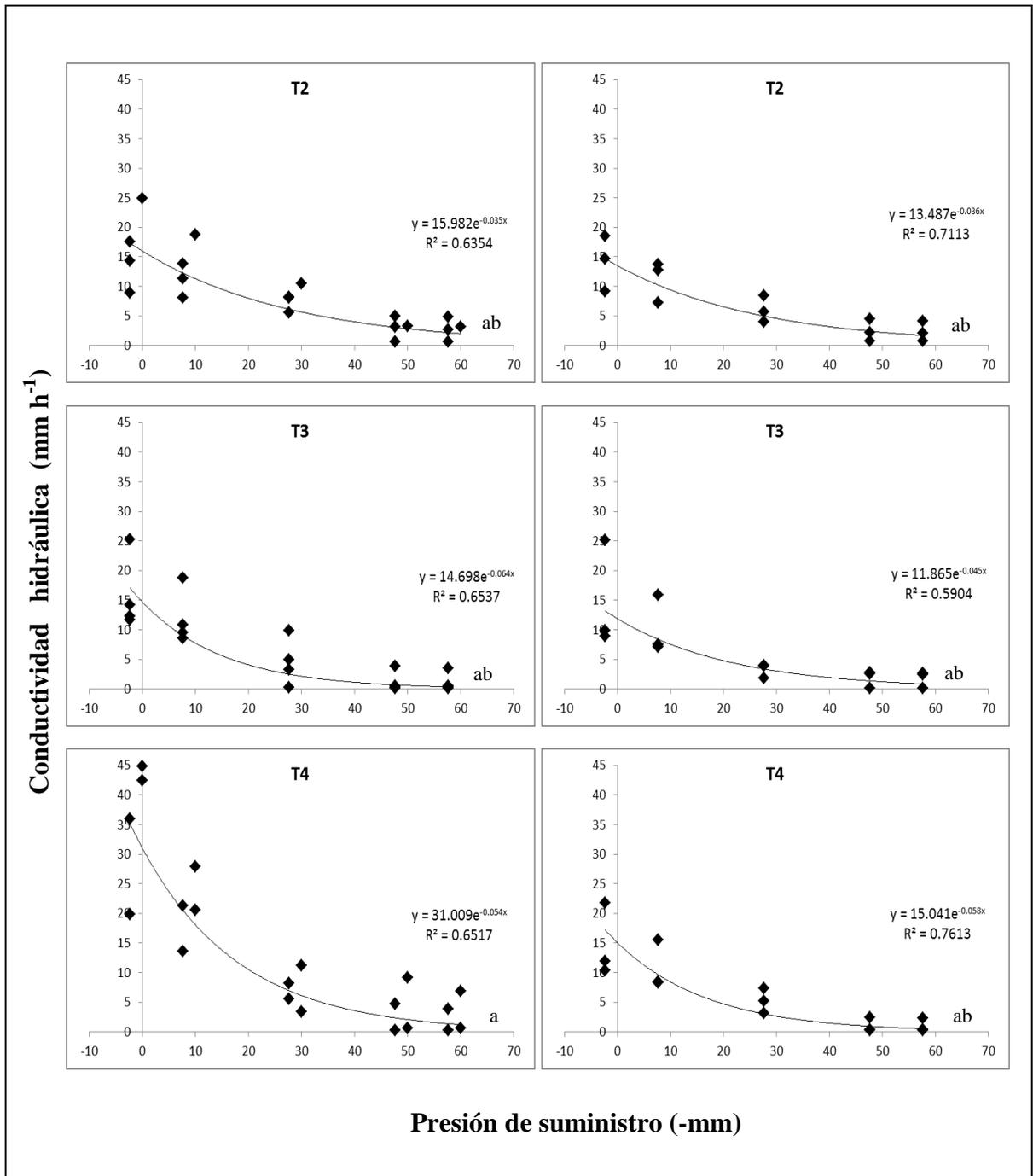


Figura 6. Conductividad hidráulica para cada tratamiento evaluado en Mayo-Junio (izquierda) y Diciembre (derecha) de 2012. Letras diferentes al costado de las curvas indican diferencias estadísticamente significativas ($P \leq 0,05$), entre ecuaciones de ajuste. Los puntos desplazados hacia la derecha en la primera medición de T2 y T4 fueron ajustados por escurrimiento superficial.

Figura 6. Continuación.



Al comparar los valores obtenidos para los tratamientos con el valor de 25,9 mm h⁻¹ señalado por Radcliffe y Simunek (2012) para suelos con la misma clase textural, se concluye que en la primera fecha de medición solamente T4 presentó una alta K_{fs} , presentando diferencias estadísticamente significativas ($P \leq 0,05$) respecto de T0. En la segunda medición, en tanto, todos los tratamientos tuvieron menores valores que el valor de

referencia de Radcliffe y Simunek (2012), no encontrándose diferencias estadísticas entre tratamientos. No obstante, se pueden apreciar marcadas diferencias entre los tratamientos y tiempos de medición, que pueden tener relación con la composición de las emulsiones evaluadas, el efecto que generaron y las condiciones del suelo al momento de la medición.

El tratamiento T4, al estar constituido por polímeros de polietileno y propilenglicoles, debiese presentar grupos hidrofílicos capaces de almacenar una gran cantidad de agua (Bouranis *et al.*, 1995). Abd El-Rehim (2006) señala que algunos polímeros súper absorbentes pueden absorber grandes cantidades de agua, de hasta cien veces su propio peso. Esta característica va a permitir que el agua se mueva con mayor facilidad hacia los polímeros y no hacia los agregados, limitando su colapso en condiciones de un humedecimiento violento. Esto podría explicar el alto valor de K_{fs} obtenido por el tratamiento, pese a presentar una baja estabilidad de agregados en la primera fecha de medición.

Las emulsiones de los tratamientos T1, T2 y T3, pese a generar valores de K_{fs} mayores que el tratamiento control, presentan compuestos orgánicos, que dado el bajo contenido de agua en el suelo para la primera fecha de medición, pudieron haber sufrido un reordenamiento de sus grupos alifáticos y aromáticos, aumentando la hidrofobicidad del suelo (Morley *et al.*, 2005), disminuyendo el movimiento de agua. Dentro de estos tres tratamientos, T1 logró la mayor K_{fs} en la primera fecha de medición, lo que se podría asociar a la mayor estabilidad de macroagregados generada por esta emulsión, ya que esta propiedad del suelo permite mantener un sistema de poros estable y conectado durante condiciones de saturación, facilitando el movimiento del agua a través del perfil de suelo (Ellies *et al.*, 1997).

El descenso de los valores de K_{fs} para todos los tratamientos en Diciembre, se puede deber a la disminución de su número poroso. La determinación del número poroso permite hacer comparaciones directas entre los tratamientos, ya que refleja el volumen de poros respecto al volumen de sólidos (Hartge y Horn, 2009). Esta merma se puede relacionar al efecto provocado por las precipitaciones y el escurrimiento superficial ocurridos durante la época invernal. Las precipitaciones generan la destrucción de agregados como consecuencia de la energía generada por el golpe de la gota de lluvia, como también el colapso de ellos producto de un humedecimiento violento (Chenu *et al.*, 2000). Los dos mecanismos generan la dispersión de las partículas de arcilla, favoreciendo la oclusión de poros y la formación de una costra estructural, especialmente por el aporte de agua con baja carga de iones durante las precipitaciones invernales. Por su parte, el escurrimiento superficial produce el movimiento y posterior depositación de sedimentos y microagregados, favoreciendo la formación de costras sedimentarias (Fox *et al.*, 1998). Ambos tipos de costras se caracterizan por presentar mayor densidad aparente, menor porosidad e infiltración y, por lo tanto, menor K_s que el horizonte subyacente (Assouline, 2004).

De esta manera, la formación de microagregados, promovida por la presencia de sustancias húmicas y fúlvicas en las emulsiones (Six *et al.*, 2004), pudo generar una obstrucción de los macroporos, característicos de la clase textural gruesa del suelo (Nemes *et al.*, 2005).

Si bien todos los tratamientos disminuyeron su K_{fs} en la segunda medición, presentaron un mayor valor que el tratamiento control. Lo anterior se puede explicar por la acción que las emulsiones tuvieron sobre la estabilidad de los agregados del suelo, a pesar de que el

número poroso generado por los tratamientos T1, T2, T3 y T4, fue un 0,54%, 4,02%, 20,55% y 9,90% menor, en relación a T0.

El tratamiento T4, pese a presentar la mayor disminución de la K_{fs} , para medición de Diciembre igualmente mantuvo el mayor valor entre los tratamientos. Esto debiese estar relacionado directamente a la mayor estabilidad de los macroagregados promovidas por esta emulsión. Ramos *et al.* (2003), evaluaron la estabilidad de distintos suelos del norte de España frente a diferentes fuerzas de desagregación, encontrando correlaciones significativas entre la estabilidad de agregados y la K_s . Observaron que la K_s se veía afectada en mayor medida por un humedecimiento rápido de los agregados, que genera la liberación del aire atrapado en el interior de ellos y su posterior colapso, que por la ruptura mecánica de estos. Los autores explicaron que lo anterior se debe a que el primer mecanismo tiene mayor impacto en la formación de un sello superficial que el segundo. Como se señaló anteriormente, la disminución del número poroso observada en Diciembre sería la principal causa del descenso de la K_{fs} del tratamiento T4. Estos se podría explicar por la gran capacidad que presentan los polímeros hidrofílicos, presentes en esta emulsión, de absorber agua (Li *et al.*, 2005). Esta característica, según señalan Bhardwaj *et al.* (2007), les permite aumentar su volumen, generando una disminución y/o bloqueo de los poros encargados de conducir el agua. Este mecanismo también fue planteado por Andry *et al.* (2009), quienes evaluaron el efecto de dos polímeros hidrofílicos sobre la capacidad de almacenamiento de agua y la K_s en un suelo de clase textural arenosa.

Las diferentes variaciones de la K_{fs} de los tratamientos T1, T2 y T3, entre las dos fechas de medición, pueden tener distintas explicaciones. Por un lado, el tratamiento T1 logró modificar favorablemente la estabilidad de macroagregados en la primera fecha de medición, no obstante este efecto no perduró en el tiempo, ya que presentó la peor estabilidad en Diciembre, con la consiguiente disminución de su capacidad para movilizar agua en condiciones saturadas. Por su parte, el tratamiento T2 generó un aumento de un 32,80% en la estabilidad de sus macroagregados para la segunda fecha de medición, con lo cual logró contrarrestar la disminución de su número poroso, viéndose modificada su K_{fs} en menor medida. Finalmente, T3 presentó la mayor disminución de su número poroso entre las mediciones, siendo un 18,47% menor para la segunda, pero pese a esto su K_{fs} no mostró una gran variación, gracias a que logró incrementar la estabilidad del suelo en un 28,21% respecto de la primera fecha de medición. En este sentido Fortun *et al.* (1989), encontraron que la mezcla de sustancias húmicas y fúlvicas, presentes en una mayor concentración en T3, generaban mayor estabilidad de los agregados del suelo que si se utilizaban cada una por sí sola.

El tratamiento control presentó el mayor número poroso e incrementó la estabilidad de los macroagregados del suelo en la segunda fecha de medición, siendo incluso mayor que dos de los tratamientos con emulsiones. Sin embargo, demostró la peor capacidad para conducir agua en condiciones saturadas. Lo anterior puede estar relacionado con la distribución del tamaño de poros, en donde una mayor porosidad total no necesariamente implica mayor cantidad de poros de drenaje rápido ($>50 \mu\text{m}$) o lento ($50-10 \mu\text{m}$) o una mayor continuidad de estos (Dexter *et al.*, 2004). De igual manera, la prueba para determinar la estabilidad de macroagregados se realiza por un período de tiempo mucho menor que la prueba con el tensioinfiltrómetro, por lo que la dispersión de sus agregados debió ser mayor a medida que

se sucedían las distintas presiones de suministro, en donde por cuarenta minutos, todos los diámetros de poros menores a la entregada por la presión de suministro se encontraban en condiciones saturadas. Por lo tanto, el tratamiento T0 va a ser más susceptible que el resto de los tratamientos a la dispersión de arcillas y destrucción de agregados, producto de la ausencia de sustancias fúlvicas y húmicas que incrementen la cohesión e interacción con partículas de arcilla.

CONCLUSIONES

Ninguno de los tratamientos logró modificar significativamente las propiedades físicas del suelo evaluadas. Sin embargo se observaron ciertas tendencias, en donde a los seis meses de iniciado el ensayo T1 (Biocat 15®) logró incrementar la estabilidad de macroagregados respecto del resto de los tratamientos. Lo anterior se debió a su composición alta en compuestos orgánicos fácilmente utilizables por los microorganismos, lo cual favorece la liberación de polisacáridos y su posterior interacción con las partículas del suelo. Por su parte, los tratamientos T3 (Humicop plus®) y T4 (Water Aid®) lograron un efecto benéfico sobre la estabilidad del suelo después de un año de iniciado el ensayo, debido a la presencia de compuestos orgánicos complejos, como sustancias húmicas-fúlvicas, en el primero y de polímeros de polietileno y propilenglicoles en el último. Ambas emulsiones necesitan mayor tiempo en el suelo para establecer uniones con cationes polivalentes y partículas de arcilla, y así incrementar la cohesión y la unión entre agregados.

Todos los tratamientos aumentaron la K_{fs} del suelo medida con tensioinfiltrómetro respecto al testigo. Dentro de estos, T4 (Water aid®) incluso presentó diferencias estadísticamente significativas respecto del tratamiento control a los 6 meses de iniciado el ensayo. El mayor valor obtenido por T4 se explica por la gran capacidad para absorber agua que presentan los polímeros de la emulsión.

Finalmente se concluye que pese a existir ciertas tendencias, las dosis empleadas, no obstante fueron todas mayores a las recomendadas por el fabricante, son insuficientes para generar cambios en las propiedades físicas de los suelos, por lo que se requiere hacer más de dos aplicaciones anuales y esperar a lo menos dos temporadas para encontrar resultados estadísticamente significativos, dadas las características extremas de la zona estudiada.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abd El-Rehim, H.A. 2006. Characterization and possible agricultural application of polyacrylamide/sodium alginate crosslinked hydrogels prepared by ionizing radiation. *Journal of Applied Polymer Science*, 101: 3572-3580.
- Abiven, S.; M. Safya and C. Chenu. 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – a literature analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 41: 1-12.
- Aggelides, S.M. and P.A. Londra. 2000. Effect of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties. *Bioresource Technology*, 71: 253-259.
- Aguilera, S. M. 2000. Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos. Simposio proyecto de ley protección de suelo. *Boletín de la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo*, 14: 77-85.
- Allison, L.E. 1965. Organic carbon. (pp. 1367-1378). In: Black, C.A.; D.D. Evans; J.L. White; L.E. Esminger and F.E. Clark (Eds). Methods of soil analysis. Part 2. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA. 1572p.
- Andry, H.; T. Yamamoto; T. Irie; S. Moritani; M. Inoue and H. Fujiyama. 2009. Water retention, hydraulic conductivity of hydrophilic polymers in sandy soil as affected by temperature and water quality. *Journal of Hydrology*, 373: 177-183.
- Angers, D.A.; S. Recous and C. Aita. 1997. Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of $^{13}\text{C}^{15}\text{N}$ -labelled wheat straw *in situ*. *European Journal of Soil Science*, 48: 295-300.
- Ankeny, M.D.; T.C. Kaspar and R. Horton. 1990. Characterization of tillage and traffic effects on unconfined infiltration measurements. *Soil Science Society of America Journal* 54: 837-840.
- Ankeny, M.; M. Ahmed; T. Kaspar and R. Horton. 1991. Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 55: 467- 470.
- Aoki, A.M. y R. Sereno. 2005. Modificaciones de la conductividad hidráulica y porosidad del suelo estimadas mediante infiltrómetro de disco a tensión. *Agricultura Técnica* (Chile), 65(3): 295-305.
- Assouline, S. 2004. Rainfall-induced soil surface sealing: a critical review of observations, conceptual models and solutions. *Vadose Zone Journal*, 3: 570-591.
- Ben-Hur, M. and R. Keren. 1997. Polymer effects on water infiltration and soil aggregation. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 565-570.

- Ben-Hur, M. 2006. Using synthetic polymers as soil conditioners to control runoff and soil loss in arid and semi-arid regions—a review. *Australian Journal of Soil Research*, 44: 191-204.
- Bhardwaj, A.K.; I. Shainberg; D. Goldstein; D. N. Warrington and G. J. Levy. 2007. Water retention and hydraulic conductivity of cross-linked polyacrylamides in sandy soils. *Soil Science Society of America Journal*, 71: 406-412.
- Bhattacharyya, R.; S. Chandra; R.D. Singh; S. Kundu; A.K. Srivastva and H.S. Gupta. 2007. Long-term farmyard manure application effects on properties of a silty clay loam soil under irrigated wheat–soybean rotation. *Soil & Tillage Research*, 94: 386-396.
- Bouranis, D.L.; A.G. Theodoropoulos and J.B. Drossopoulos. 1995. Designing synthetic polymers as soil conditioners. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 26(9-10): 1455-1480.
- Cairns, I.; B. Handyside; M. Harris; N. Lambreschtsen and N. Ngapo. 2001. Gully erosion. (pp. 1-9). In: Hicks, D. and T. Anthony (Eds). *Soil Conservation Technical Handbook*. Ministry for the Environment. New Zealand. 175p.
- Cantón, Y.; A. Solé-Benet; C. Asensio; S. Chamizo and J. Puigdefábregas. 2009. Aggregate stability in range sandy loam soils relationships with runoff and erosion. *Catena*, 77: 192-199.
- Carroll, C.; L. Merton and P. Burger. 2000. Impact of vegetative cover and slope on runoff, erosion, and water quality for field plots on a range of soil and spoil materials on central Queensland coal mines. *Australian Journal of Soil Research*, 38: 313-327.
- Casanova, M. 1998. Influence of slope gradient and aspect on soil hydraulic conductivity measured with tension infiltrometer. Field studies in the central zone of Chile. MSc. Thesis. Uppsala, Sweden: Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences. 50h.
- Casanova, M.; I. Messing and A. Joel. 2000. Influence of aspect and slope gradient on hydraulic conductivity measured by tension infiltrometer. *Hydrological Processes*, 14(1): 155-164.
- Casanova, M. 2001. Hydraulic conductivity and slope gradients: laboratory and field soils. International Conference on Land Degradation and Meeting of IUSS Subcommission C- Soil and Water Conservation. (3rd, 17 al 21 de septiembre de 2001, Río de Janeiro, Brasil).
- Casanova, M.; O. Seguel; A. Joel; I. Messing; W. Luzio y W. Vera. 2003. Funciones de pedotransferencia para conductividad hidráulica en laderas de secano. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 3: 42-48.
- Casanova, M.; O. Salazar; O. Seguel y V. Noguer. 2009. Conductividad hidráulica en monolitos de suelo de Chile central. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 9(3): 210-221.

- Cerdá, A. 1998. Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena*, 32: 73-86.
- Cerdá, A. 2000. Aggregate stability against water forces under different climates on agriculture land and scrubland in southern Bolivia. *Soil & Tillage Research*, 57: 159-166.
- Chenu, C. ; Y. Le Bissonnais and D. Arrouays. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 1479-1486.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), Chile. 2005. Estudio agrológico IV Región. Santiago, Chile: CIREN. 280p. (Publicación N° 129).
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), Chile. 2010. Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile. Santiago, Chile: CIREN. 285p. (Publicación N° 139).
- De Jonge, L.W.; O. Jacobsen and P. Moldrup. 1999. Soil water repellency: effects of water content, temperature and particle size. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 437-442.
- Dexter, A.R.; E.A. Czyz and O.P. Gate. 2004. Soil structure and the saturated hydraulic conductivity of subsoils. *Soil & Tillage Research*, 79: 185-189.
- DMC (Dirección Meteorológica de Chile) 2012. Descripción climatológica Región de Coquimbo. [En línea]. Santiago, Chile: DMC. Recuperado en: <www.meteochile.cl/climas/climas_cuarta_region.html>. Consultado el: 28 de septiembre de 2012.
- Ellies, A.; R. Grez y C. Ramírez. 1997. La conductividad hidráulica en fase saturada como herramienta para el diagnóstico de la estructura del suelo. *Agrosur*, 25(1): 51-56.
- Felton, G. K. 1995. Temporal variation of soil hydraulic properties on municipal solid waste amended mine soils. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 38: 775-782.
- Flint, L. and A. Flint. 2002. Particle density. (pp. 229-240). In: Dane, J. H. and G.C. Topp (Eds). *Methods of soil analysis: physical methods. Part 4.* Soil Science Society of America. Book Series N° 5. Madison, Wisconsin, USA. 1692p.
- Fortun, A.; C. Fortun and C. Ortega. 1989. Effect of farmyard manure and its humic fractions on the aggregate stability of a sandy-loam soil. *Journal of Soil Science*, 40: 293-298.
- Fox, D.M.; Y. Le Bissonnais and A. Bruand. 1998. The effect of ponding depth on infiltration in a crusted surface depression. *Catena*, 32: 87-100.
- Franzluebbers, A.J. 2002. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil & Tillage Research*, 66(2): 197-205.

- Gardner, W.R. 1958. Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with applications to evaporation from a water table. *Soil Science*, 85: 228-232.
- Gee, G. W. and D. Or. 2002. Particle size analysis. (pp. 255-293). In: Dane, J. H. and G.C. Topp (Eds). *Methods of soil analysis: physical methods. Part 4.* Soil Science Society of America. Book Series N° 5. Madison, Wisconsin, USA. 1692p.
- Golchin, A.; J. M. Oades; J. O. Skjemstad and P. Clarke. 1994. Soil structure and carbon cycling. *Australian Journal of Soil Research*, 32: 1043-1068.
- González, J.R. 2004. Comparación de tres métodos de determinación de conductividad hidráulica en dos suelos. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 45h.
- Greenland, D.J. 1972. Interactions between organic polymers and inorganic soil particles. (pp. 205-220). In: De Boodt, M. (Ed.). *Proceedings symposium on the fundamentals of soil conditioning.* State University of Ghent. Ghent, Belgium. 278p.
- Gregorich, E.G.; K.J. Greer; D.W. Anderson and B.C. Liang. 1998. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil & Tillage Research*, 47: 291-302.
- Grossman, R.B. and T.G. Reinsch. 2002. Bulk density and linear extensibility. (pp. 201-228). In: Dane, J. H. and G. C. Topp (Eds). *Methods of soil analysis: physical methods. Part 4.* Soil Science Society of America, Book Serie N° 5. Madison, Wisconsin, USA. 1692p.
- Hallet, P. 2008. A brief overview of the causes, impacts and amelioration of soil water repellency- a review. *Soil & Water Research*, 3(1): 521-529.
- Hartge, K. H. und R. Horn (Eds.). 2009. *Die Physikalische untersuchung von Böden. Praxis, Messmethoden, Auswertung.* E. Schweizerbach'sche. Verlagsbuchhandlung. Stuttgart, Germany. 178p.
- Hillel, D. (Ed.). 1971. *Soil and water: physical principles and processes.* Academic Press, New York. 288p.
- INE (Instituto Nacional de Estadística), Chile. 2005. *Población y asentamientos humanos en el ámbito de las comunidades agrícolas – Región de Coquimbo.* Santiago, Chile: INE. 58p.
- Jacinthe, P.A.; R. Lal; L.B. Owens and D.L. Hothem. 2004. Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. *Soil & Tillage Research*, 77: 111-123.
- Joel, A. and I. Messing. 2000. Application of two methods to determine hydraulic conductivity with disc permeameter on sloping land. *European Journal of Soil Science*, 51: 93-98.

- Khaleel, R.; K. R. Reddy and M. R. Overcash. 1981. Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. *Journal of Environmental Quality*, 10: 133-144.
- Koulouri, M. and Chr. Giourga. 2007. Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. *Catena*, 69: 274-281.
- Kutiel, P.; H. Kutiel and H. Lavee. 2000. Vegetation response to possible scenarios of rainfall variations along a Mediterranean-extreme arid climatic transect. *Journal of Arid Environments*, 44: 277-290.
- Lado, M.; A. Paz and M. Ben-Hur. 2004. Organic matter and aggregate-size interactions in saturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 68: 234-242.
- Li, A.; J. Zhang and A. Wang. 2005. Synthesis, characterization and water absorbency properties of poly(acrylic acid)/sodium humate superabsorbent composite. *Polymers for Advanced Technologies*, 16: 675-680.
- Liu, J.; B. Shi; H. Jiang; S. Bae and H. Huang. 2009. Improvement of water-stability of clay aggregates admixed with aqueous polymer soil stabilizers. *Catena*, 77: 175-179.
- Liu, J.; B. Shi; H. Jiang; H. Huang; G. Wang and T. Kamai. 2011a. Research on the stabilization treatment of clay slope topsoil by organic polymer soil stabilizer. *Engineering Geology*, 117: 114-120.
- Liu, H.; T.W. Lei; J. Zhao; C.P. Yuan; Y.T. Fan and L.Q. Qua. 2011b. Effects of rainfall intensity and antecedent soil water content on soil infiltrability under rainfall conditions using the run off-on-out method. *Journal of Hydrology*, 396: 24-32.
- Luxmoore, R.J. 1981. Micro, meso and macroporosity of soil. *Soil Science Society of America Journal*, 45: 671-672.
- Martens, D.A. and W.T. Frankenberger. 1991. Saccharide composition of extracellular polymers produced by soil microorganisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 8: 731-736.
- Mbagwu, J.S.C. and A. Piccolo. 1989. Changes in soil aggregate stability induced by amendment with humic substances. *Soil Technology*, 2: 49-57.
- Monnier, G. (Ed.). 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. Thèse de la faculté des sciences de Paris. Paris, Francia. 140p.
- Morley, C.P.; K.A. Mainwaring; S.H. Doerr; P. Douglas; C.T. Llewellyn and L.W. Dekker. 2005. Organic compounds at different depths in sandy soil and their role in water repellency. *Australian Journal of Soil Research*, 43: 239-249.
- Moustakas, N.K. 2012. A study of vertisol genesis in north eastern Greece. *Catena*, 92: 208-215.

Nadeu, E.; J. de Vente; M. Martínez-Mena and C. Boix-Fayos, 2011. Exploring particle size distribution and organic carbon pools mobilized by different erosion processes at the catchment scale. *Journal of Soil Sediments*, 11: 667-678.

Nemes, A.; W. J. Rawls and Y.A. Pachepsky. 2005. Influence of organic matter on the estimation of saturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 1330-1337.

Noguer, V. 2005. Efecto de la pendiente del suelo en el comportamiento de un tensiointrómetro en laboratorio. Memoria Ingeniera Agrónoma. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 23h.

Novoa, R. y S. Villaseca. 1989. Mapa agroclimático de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 221p.

Oades, J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant & Soil*, 76: 319-337.

Oades, J.M. and A.G. Waters. 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research*, 29: 815-828.

Piccolo, A. 1996. Humus and soil conservation. (pp. 225-264). In: Piccolo, A. (Ed.) Humic substances in terrestrial ecosystems. Elsevier Science B.V. Amsterdam, Netherlands. 689p.

Piccolo, A.; G. Pietramellara and J.S.C. Mbagwu. 1997. Use of humic substances as soil conditioners to increase aggregate stability. *Geoderma*, 75: 267-277.

Piccolo, A. and J.S.C Mbagwu. 1999. Role of hydrophobic components of soil organic matter in soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 1801-1810.

Poblete, I. 1998. Tensiointrometría en un suelo tratado con abonos orgánicos. Memoria Ingeniero Agrónomo, Mención Ingeniería y Suelos. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 58h.

Polyakov, V.O. and R. Lal. 2008. Soil organic matter and CO₂ emission as affected by water erosion on field runoff plots. *Geoderma*, 143: 216-222.

Pouget, M.J.; E. Caviedes; P. Hamelin; D. Remy; R. Mathieu; V. Lira. et al. 1996. Ambiente árido y desarrollo sustentable: la provincia de Limarí. Universidad de Chile-ORSTOM. 107p.

Puigdefábregas, J. 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30: 133-147.

Radcliffe, D.E. and J. Simunek. 2012. Water flow in soils. (cap. 5, pp. 1-34). In: Huang, P.M., Y. Li and M.E. Sumner (Eds.). Handbook of soil sciences: properties and processes. 2nd ed. Boca Raton. New York. USA.

Ramos, M.C.; S. Nacci and I. Pla. 2003. Effect of raindrop impact and its relationship with aggregate stability to different disaggregation forces. *Catena*, 56: 365-376.

Rawls, W.J.; A. Nemes and Y.A. Pachepsky. 2005. Effect of soil organic matter on soil hydraulic properties. (pp. 95-114). In: Y.A. Pachepsky and W.J. Rawls (Eds.) Development of pedotransfer functions in soil hydrology. Elsevier, Amsterdam and New York, Netherlands, USA. 497p.

Rosell, R.A. 1999. Materia orgánica, fertilidad de suelos y productividad de cultivos. Proceed. XIV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. (14^a, del 8 al 12 de noviembre de 1999, Pucón, Chile).

Schlesinger, W.H.; T.J. Ward and J. Anderson. 2000. Nutrient losses in runoff from grassland and shrubland habitats in southern New Mexico: field plots. *Biogeochemistry*, 49: 69-86.

Schoeneberger, P.J.; D.A. Wysocki; E.C. Benham and W.D Broderson (Eds). 2002. Field book for describing and sampling soils. Version 2.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE. 228p.

Singer, A. and P.M. Huang. 1993. Humic acid effect on aluminium interlayering in montmorillonite. *Soil Science Society of America Journal*, 57: 271-279.

Six, J.; E.T. Elliott and K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*, 32: 2099-2103.

Six, J.; H. Bossuyt; S. Degryze and K. Denef. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, 79: 7-31.

Skopp, J.M. 2012. Physical properties of primary particles. (cap. 1, pp. 1-2). In: Huang, P.M.; Y. Li and M.E. Sumner (Eds.). Handbook of soil sciences: properties and processes. 2nd ed. Boca Raton. New York. USA.

Starr, G.C.; R. Lal; R. Malone; D. Hothem; L. Owens and J. Kimble. 2000. Modeling soil carbon transported by water erosion processes. *Land Degradation & Development*, 11: 83-91.

Tejada, M. and J.L. González. 2008. Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality. *Geoderma*, 145: 325-334.

Theng, B.K.G. 1982. Clay-polymer interactions: summary and prospectives. *Clays and Clay Minerals*, 30: 1-10.

Thwaites, L.A.; G.H. de Rooij; S. Salzman; G. Allison; F. Stagnitti; R. Carr. et al. 2006. Near-surface distribution of soil water and water repellency under three effluent irrigation schemes in a blue gum (*Eucalyptus globulus*) plantation. *Agricultural Water Management*, 86: 212-219.

Tisdall, J.M and J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33: 141-163.

Tisdall, J.M.; S.E. Smith and P. Rengasamy. 1997. Aggregation of soil by fungal hyphae. *Australian Journal of Soil Research*, 35: 55-60.

Varadachari, C.; A.H. Mondal and K. Gosh. 1991. Some aspects of clay-humus complexation: effect of exchangeable cations on lattice charge. *Soil Science*, 151: 220-227.

Wooding, R.A. 1968. Steady infiltration from a shallow circular pond. *Water Resources Research*, 4: 1259-1273.

CAPÍTULO II: APLICACIÓN DE UNA EMULSIÓN ORGÁNICA COMO MÉTODO PARA CONTROLAR LA EROSIÓN EN UNA ZONA SEMIÁRIDA DE CHILE.

RESUMEN

Se evaluó el efecto de la aplicación de una emulsión orgánica sobre las propiedades físicas y el control de la erosión de un suelo en posición de ladera (exposición norte y gradiente de pendiente de 25%) afectado por niveles severos de erosión (cárcavas). En un ensayo, situado en la Comunidad Agrícola Angostura de Gálvez (31°26'50,9" S; 71°33'54,6" O – secano costero de la Región de Coquimbo-Chile), se utilizó la dosis comercial recomendada y una dosis creciente de una emulsión orgánica aplicándola en dos tiempos (0 y 6 meses) sobre la zona de cárcavas, con el propósito de mejorar las propiedades del suelo del área de aporte de escorrentía. En 3 tratamientos: T0 Testigo, T1 Biocat 15[®] (100 L ha⁻¹) y T2 Biocat 15[®] (200 L ha⁻¹), con 3 repeticiones, en 9 parcelas de erosión (4 m x 1 m) con un diseño completamente aleatorizado, se midieron propiedades físicas 5 y 12 meses después de establecido el ensayo; también se evaluó la generación de escorrentía, producción de sedimentos y coeficientes de enriquecimiento para 3 eventos de lluvias naturales.

La aplicación de la emulsión no tuvo efectos sobre las propiedades físicas, en ninguno de los dos tiempos de medición ni para ninguna de las dosis evaluadas, tendiendo incluso a disminuir la estabilidad de macroagregados. Pese a no existir diferencias significativas, T1 disminuyó levemente el volumen de escorrentía respecto de T0, pero no así la masa de sedimentos. Por su parte, el tratamiento T2 generó mayores volúmenes de escorrentía y masa de sedimentos para los tres eventos de precipitación evaluados. Sin embargo, pese a que nuevamente los resultados no fueron significativos, tanto T1 como T2 presentaron menores coeficientes de enriquecimiento para la materia orgánica y las partículas tamaño arcilla, respecto del tratamiento control. Las mayores pérdidas de suelo se producen en el primer evento de precipitación de la temporada, independiente del tratamiento evaluado.

Se concluye que la dosis comercial recomendada y una dosis creciente de la emulsión orgánica Biocat 15[®], aplicada en dos tiempos durante la temporada, no son suficientes para mejorar las propiedades físicas del suelo en estudio, por lo que si se desea generar cambios significativos, la emulsión debe ser aplicada más de dos veces por temporada.

Palabras claves: Coeficientes de enriquecimiento, emulsión orgánica, escorrentía, parcelas de erosión, sedimentos.

ABSTRACT

The effects of an organic emulsion on physical properties and erosion control of a soil located on a hillside position (north exposure and 25% slope gradient) with severe erosion levels were evaluated. The experiment site was located in the Agricultural Community of Angostura de Gálvez (31°26'50,9" S; 71°33'54,6" W). The recommended commercial dose and increasing dose of an organic emulsion was applied at two times (0 and 6 month) over the contribution area of the gullies, to improve their soil properties. In 3 treatments: T0 Control, T1 Biocat 15TM (100 L ha⁻¹) and T2 Biocat 15TM (200 L ha⁻¹) with 3 replications in 9 erosion plots (4 m x 1 m) randomly assigned, some physical soil properties were measured at 5 and 12 months after the start of the experiment; also runoff generation, sediment yield and enrichment ratios were measured in three natural rainfall events.

Treatments have no effect on the soil physical properties, in either measurement times, even tending to decrease the aggregate stability. Although no significant differences exist, T1 runoff generation decreases slightly with respect to T0, but not the mass of sediment. Likewise, T2 treatment resulted in higher runoff volumes and sediment mass for the three evaluated rainfall events. Although the results were not significant, both T1 and T2 showed lower enrichment coefficients for organic matter and clay size particles, compared to the control treatment. The highest soil losses occur in the first precipitation event of the season, regardless of treatment assessed.

It can be concluded that the recommended commercial dose and increasing doses of organic emulsion Biocat 15TM, applied two times during the season were insufficient to improve the physical properties of the soil under study, so if the intention is to generate significant changes, the emulsion must be applied more than twice per season.

Key words: Enrichment ratios, erosion plots, organic emulsion, runoff, sediment yield.

INTRODUCCIÓN

En la Región de Coquimbo existen 178 Comunidades Agrícolas que por décadas han desarrollado una agricultura intensiva en laderas de cerros, generando una severa degradación del suelo (INE, 2005). Producto de esta sobreexplotación, muchas áreas agrícolas han sido abandonadas y destinadas al pastoreo ovino y caprino, incrementado el daño sobre el recurso, llegando inclusive hasta el nivel de cárcavas.

Asociado a esto, la Región presenta intensas lluvias distribuidas en pocos meses durante el invierno, periodo en el cual el suelo presenta una baja cobertura vegetal, lo que lo hace muy vulnerable al proceso de la erosión por el golpe de la gota de lluvia y el escurrimiento superficial (Peralta y Espinoza, 1994; Ellies, 2000).

Como consecuencia del mal manejo de las tierras y las condiciones climáticas particulares, la Región de Coquimbo se encumbra, con un 84% de sus suelos erosionados, equivalentes a 3,4 millones de hectáreas, como la más afectada dentro del país (CIREN, 2010).

El origen de la erosión por cárcavas se produce en el área de drenaje en la parte superior de éstas, donde las precipitaciones superan ampliamente la infiltración de agua en el suelo, favoreciendo el escurrimiento superficial y el arrastre de sedimentos (Cairns *et al.*, 2001). Por esta razón, se debe actuar por sobre la cabecera de las cárcavas, mejorando las propiedades físicas del suelo, para así aumentar la infiltración y la estabilidad de éste.

La aplicación de enmiendas orgánicas es una práctica que apunta a mejorar las propiedades físicas del suelo. La materia orgánica (MO) incrementa la capacidad de retención de agua (Rawls *et al.*, 2003) y la estabilidad estructural del suelo (Tejada y Gonzalez, 2008) frente a acciones naturales y antrópicas, además disminuye la densidad aparente (Sasal *et al.*, 2000) al aumentar la porosidad. Lo anterior permite mantener una buena distribución y continuidad del espacio poroso, favoreciendo el movimiento de agua dentro del suelo (Horn, 2004).

Ante la baja disponibilidad de enmiendas orgánicas en zonas semiáridas, el uso de emulsiones se presenta como una alternativa para detener y revertir la degradación de suelos. Las emulsiones orgánicas pueden aportar fracciones de la MO, como ácidos húmicos y fúlvicos, que actúan fundamentalmente sobre la estabilidad de los agregados (Piccolo *et al.*, 1997). Esto se debe a la unión que generan estas sustancias con cationes polivalentes y partículas de arcilla, lo cual aumenta la cohesión e hidrofobicidad de los agregados del suelo (Mbagwu y Piccolo, 1989). Además, presentan la ventaja de poder ser incorporadas al suelo diluidas en agua.

A nivel nacional se han realizado investigaciones sobre el uso de emulsiones orgánicas para controlar la erosión en laderas plantadas con vid en la VI Región del país (Villaroel, 2010; Traub, 2011). Sin embargo, no existen estudios sobre su utilización en zonas áridas ni semiáridas, donde los procesos erosivos se dan con mayor intensidad, afectando no tan solo el recurso suelo, sino también la calidad de vida de las comunidades que ahí se desarrollan (INE, 2005).

Las parcelas de erosión han sido uno de los métodos más utilizados para el estudio de procesos básicos en conservación de suelos (Casanova *et al.*, 2007; Rodríguez *et al.*, 2009). Este método proporciona datos sobre la pérdida de suelo desde un área determinada y se las puede clasificar como experimentales o de observación. En las primeras el investigador controla al menos un factor que afecta la erosión, como por ejemplo la cobertura, mientras que las de observación comprenden estudios en condiciones naturales (Casanova *et al.*, 2010). Las parcelas presentan ciertas ventajas, como permitir evaluar diferentes manejos para el control de la erosión a pequeña escala; proporcionan datos de la escorrentía y sedimentos que pueden ser analizados posteriormente; son de bajo costo y fácil mantención. Dentro de las limitaciones se puede señalar la imposibilidad de obtener información sobre la redistribución de los sedimentos en el área en estudio, de igual manera al ser espacios confinados pueden quedar desconectadas del contexto topográfico, entregando resultados no representativos de la zona estudiada (Casanova *et al.*, 2010).

Hipótesis

La aplicación de una emulsión orgánica por sobre la cabecera de las cárcavas mejorará las propiedades físicas del suelo en el área de aporte de escorrentía, disminuyendo de esta manera los volúmenes de escorrentía y la masa de sedimentos generados por los eventos de lluvias.

Objetivos

El objetivo general es abordar el control de cárcavas en laderas del secano de la Región de Coquimbo, Comuna de Canela Baja, mediante el uso de una emulsión comercial aplicada a nivel superficial, para así mejorar las propiedades físicas en la zona de drenaje y detener los procesos erosivos. Además, como objetivo específico se plantea evaluar el efecto de una emulsión orgánica (Biocat 15[®]) sobre ciertas propiedades físicas del suelo, y sobre la generación de escorrentía y sedimentos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El ensayo se realizó en la Región de Coquimbo, Provincia de Choapa, Comuna de Canela Baja (Figura 3, ver pág. 20), particularmente en la Comunidad Agrícola Angostura de Gálvez (31°26'50,9" S; 71°33'54,6" O), en una ladera de exposición norte, durante la temporada 2011-2012.

La localidad presenta una temperatura media anual de 14,4° C, con una máxima media del mes más cálido de 26,5° C y una mínima media del mes más frío de 4,5° C. Su régimen hídrico se caracteriza por una precipitación anual de 230 mm, concentrada en un 84% del total entre Mayo y Agosto (Novoa y Villaseca, 1989).

Los suelos de la zona en estudio se pueden asociar a la Serie Mincha, miembro de la Familia arcillosa, mixta, térmica de los Typic Haplocambid (Aridisol), originada a partir de materiales graníticos y andesíticos fuertemente meteorizados. Presenta un gradiente de pendiente que varía entre un 22 y 26%. Con una clase textural superficial franco arcillo arenosa y arcillosa en profundidad, presenta un substrato de material granítico meteorizado, con pedregosidad superficial variable y abundante (50%) en profundidad, permeabilidad lenta y drenaje imperfecto (CIREN, 2005).

Metodología

Se construyeron 9 parcelas de erosión (Figura 7) sobre la cabecera de las cárcavas de una ladera fuertemente erosionada. Se delimitaron con latón de 10 cm de altura, definiendo una superficie de 4 m² (1 m de ancho y 4 m de largo). Se dispusieron tubos de PVC (70 mm de diámetro) en la parte inferior de cada parcela, dirigidos hacia nueve estanques de PVC (224 L), ubicados bajo cada una de ellas.

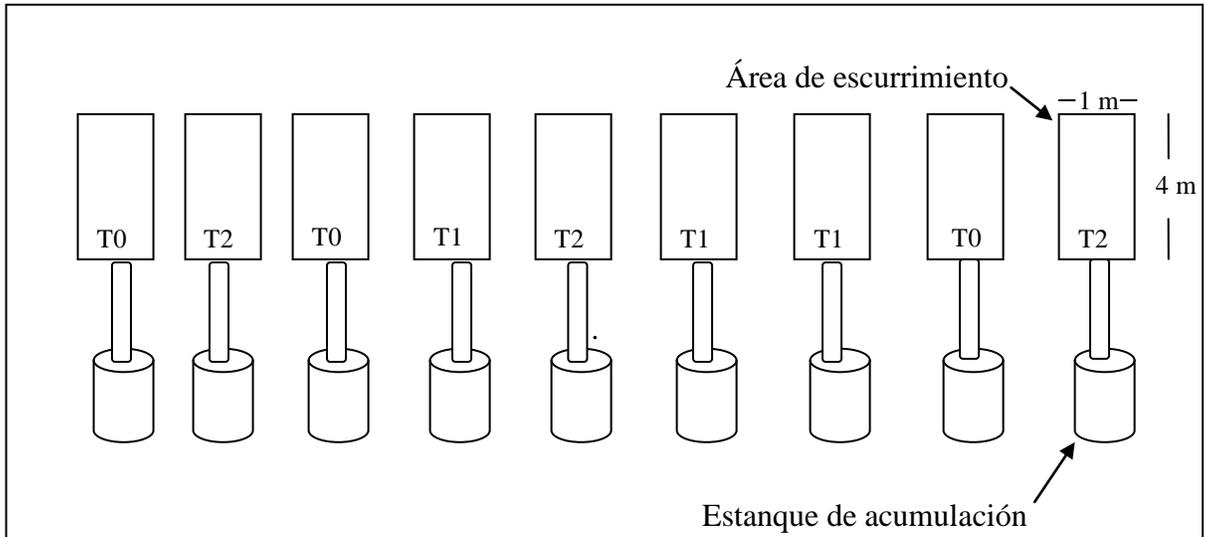


Figura 7. Esquema de las parcelas de erosión ubicadas sobre la cabecera de las cárcavas y la distribución de los tratamientos.

En ellas se evaluó una emulsión orgánica cuyas características, según el fabricante, se pueden ver en el Cuadro 1 (ver pág. 21). La dosis comercial recomendada de la emulsión orgánica Biocat 15[®] y el doble de esta, fue aplicada en tres tratamientos (Cuadro 5), con tres repeticiones cada uno en un diseño completamente aleatorizado. La emulsión se aplicó con una bomba de espalda directamente en el suelo en el mes de Diciembre de 2011, repitiéndose la dosis en Junio de 2012. La aplicación se realizó diluyendo la respectiva dosis en un volumen de agua destilada de 10 L.

Al comienzo del ensayo, se realizó una descripción morfológica del perfil de suelo (Schoeneberger *et al.*, 2002) en calicatas sobre la cabecera de las cárcavas y dentro de ellas. Los horizontes superficiales de las parcelas fueron caracterizados principalmente en términos físicos, en dos tiempos (Mayo de 2012 y Diciembre de 2012).

Cuadro 5. Descripción de los tratamientos del ensayo de erosión y escorrentía.

Tratamiento	Emulsión orgánica	Dosis (L ha ⁻¹)
T0	Testigo	0
T1	Biocat 15 [®]	100
T2	Biocat 15 [®]	200

Las parcelas estuvieron sometidas a condiciones ambientales de temperatura y precipitaciones, colectándose los volúmenes de escorrentía y la masa de sedimentos para los principales eventos de lluvia, ocurridos el 17 de Junio, 16 y 17 de Agosto y 7 de Octubre de 2012, donde precipitaron 25,6, 46,4 y 22,4 mm día⁻¹, respectivamente.

Finalmente se realizó un análisis de costos de la implementación de esta práctica de conservación en base al precio de la emulsión orgánica evaluada y las dosis aplicadas.

Variables medidas

En cada parcela se determinó el contenido de materia orgánica por el método de Walkey-Black (Allison, 1965), la densidad aparente por el método del terrón y del cilindro (Grossman y Reinsch, 2002); la densidad de partículas se midió por el método del picnómetro (Flint y Flint, 2002) y los separados texturales del suelo por el método del hidrómetro de Bouyoucos (Gee y Or, 2002). Se midió la estabilidad de macroagregados mediante la variación del diámetro entre tamizado en seco y húmedo (Hartge y Horn, 2009). Así, la variación del diámetro medio ponderado (VDMP) se utilizó como un índice para expresar la estabilidad de los macroagregados del suelo (ecuación 2, pág. 23).

Los volúmenes de escorrentía y la cantidad de sedimentos generados en las parcelas de erosión por los eventos naturales de lluvias fueron medidos mediante una modificación del método indicado por da Veiga y do Prado (1993). El método modificado consistió en coleccionar la totalidad del volumen del fluido acumulado en los estanques, para posteriormente ser secados a 70°C durante 2 a 3 días, determinándose por gravimetría la masa total de partículas.

Los sedimentos recolectados en el primer evento de precipitación ocurrido el día 17 de Junio de 2012 (25,6 mm) fueron analizados para determinar los coeficientes de enriquecimiento (C_e) de la materia orgánica y separados texturales:

$$C_{e_x} = \frac{[X]_{sed}}{[X]_{sue}} \quad (3)$$

donde:

C_{e_x} : coeficiente de enriquecimiento para el contenido de partículas sólidas.

$[X]_{sed}$: contenido de partículas en los sedimentos recolectados (%).

$[X]_{sue}$: contenido de partículas en el suelo de donde se generaron los sedimentos (%).

X: partículas sólidas < 2 mm (materia orgánica, arena, limo o arcilla).

Para obtener los C_e , los separados texturales fueron determinados por el método del hidrómetro de Bouyoucos (Gee y Or, 2002), mientras que el contenido de materia orgánica se midió por el método de Walkey-Black (Allison, 1965). No se pudo determinar para el resto de los eventos de precipitación debido a la baja cantidad de sedimentos disponibles para las pruebas.

Análisis estadístico

Los volúmenes de escorrentía, masa de sedimentos y coeficientes de enriquecimiento, los resultados de estabilidad de agregados, densidad aparente y real, como también los contenidos de materia orgánica, fueron sometidos a un análisis de varianza (ANDEVA, $P \leq 0,05$), para identificar posibles diferencias significativas entre los tratamientos. Cuando fue necesario, se realizó una prueba de comparación múltiple por el método de Tukey ($P \leq 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La descripción morfológica del suelo del ensayo se presenta en el Apéndice I.

Caracterización física de la unidad experimental

La porosidad del suelo, determinada por su densidad aparente y clase textural, la estabilidad de los agregados y el contenido de MO están íntimamente relacionados entre sí, y van a afectar la capacidad del suelo para resistir tanto la energía generada por el golpe de las gotas de lluvia como la fricción del escurrimiento superficial. Es necesario evaluar, por lo tanto, el efecto que la aplicación de la emulsión orgánica generó sobre ciertas propiedades físicas (Cuadro 6).

Cuadro 6. Valores superficiales de densidad de suelo para cada tratamiento, medidos en dos períodos.

Tratamiento	Densidad de suelo ¹				
	Mayo 2012			Diciembre 2012	
	Da _C	Da _T	Dr	Da _C	Da _T
	----- Mg m ⁻³ -----				
T0	1,50 ± 0,15	1,98 ± 0,21	2,65 ± 0,09	1,59 ± 0,18	1,89 ± 0,03
T1	1,63 ± 0,06	1,92 ± 0,30	2,70 ± 0,07	1,78 ± 0,12	1,96 ± 0,24
T2	1,55 ± 0,04	1,88 ± 0,35	2,76 ± 0,21	1,69 ± 0,06	1,93 ± 0,14

¹.Da_C: densidad aparente con cilindro, Da_T: densidad aparente con terrón, Dr: densidad real.

La densidad del suelo no presentó diferencias significativas ($P > 0,05$) entre los tratamientos en ninguno de los tiempos de medición. No obstante, en la primera medición el tratamiento control presentó el menor valor de Da_C, siendo un 7,98% y 3,23% menor que T1 y T2, respectivamente. Para la medición de Diciembre nuevamente T0 presentó el menor valor de Da_C, el cual fue un 10,67% y 5,92% menor que T1 y T2, respectivamente. Por su parte, T2 obtuvo la menor Da_T en la primera medición, siendo esta menor en un 5,05% y 2,08% que T0 y T1, correspondientemente.

Los valores de densidad real (Cuadro 6) tampoco presentaron diferencias significativas ($P > 0,05$) entre los tratamientos, con valores que se encuentran dentro de un rango esperable para suelos minerales (Skopp, 2012).

Todos los tratamientos aumentaron su Da_C, al comparar los dos tiempos de medición (Cuadro 6) en un 6,0%, 9,20% y 9,03% para T0, T1 y T2, correspondientemente, mientras que sólo T1 y T2 presentaron un incremento de su Da_T, en un 2,08% y 2,66%, respectivamente. Por el contrario, el tratamiento control mostró una disminución de un 4,55% en su Da_T, luego de transcurrir seis meses desde la primera medición.

El aumento en la Da medida por el método del cilindro en la segunda fecha de medición, para T1 y T2, se puede deber a un incremento en la cohesión entre las partículas, producto del aporte de sustancias húmicas-fúlvicas que van a interactuar con cationes y partículas de arcilla, y de esta manera aumentan la densidad de la matriz del suelo.

Por otra parte, las emulsiones pudieron movilizarse dentro del suelo producto de las precipitaciones ocurridas durante el ensayo, por lo que su mayor efecto sobre la Da pudo ocurrir bajo la profundidad de muestreo (0-10 cm). Marín (2011) evaluó, entre otros manejos, el efecto de la aplicación de una emulsión orgánica (Pow Humus®), con una alta concentración de ácidos húmicos, sobre la estabilización de camellones cultivados con mandarina (*Citrus reticulata*) en la misma Región del presente ensayo. Dentro de las propiedades físicas evaluadas, encontró que la emulsión no logró disminuir la Da medida en los primeros centímetros del suelo; sin embargo si disminuyó, significativamente respecto del control, para las profundidades de muestreo 10-30 cm y 30-60 cm. El autor explicó esta situación como consecuencia de que la emulsión fue aplicada a través del agua de riego, lo que pudo haber favorecido su movimiento en profundidad, no logrando modificar la Da en superficie.

Otra posible explicación del aumento de la Da para los tratamientos T1 y T2 en la segunda fecha de medición, se puede deber a que la emulsión evaluada tiene una corta persistencia en el tiempo. Fernández (2013) evaluó el efecto de la aplicación de ácidos húmicos sobre las propiedades físicas de un suelo franco ubicado en la V Región de Chile, encontrando que la mayor acción de la emulsión evaluada se producía al mes de ser aplicada, desapareciendo su efecto al cabo de tres meses.

La MO juega un rol activo sobre las propiedades del suelo, afectando su fertilidad al participar en el ciclo y almacenamiento de los nutrientes, además tiene acción en el desarrollo y estabilidad de la estructura del suelo (Swift, 2001; Barthés y Roose, 2002). Es por esto que se midió el contenido de MO y la estabilidad de macroagregados (Cuadro 7) para cada tratamiento, en los dos tiempos de medición.

Cuadro 7. Contenidos de materia orgánica (MO) y estabilidad de macroagregados (VDMP) del suelo para cada tratamiento, medidos en dos períodos.

Tratamiento	MO _{Mayo 2012}	MO _{Dic 2012}	VDMP _{Mayo 2012}	VDMP _{Dic 2012}
	----- % -----		----- mm -----	
T0	1,73 ± 0,12	1,64 ± 0,26	2,16 ± 1,35	1,83 ± 0,97
T1	1,51 ± 0,19	1,27 ± 0,12	2,80 ± 1,91	3,11 ± 1,96
T2	1,74 ± 0,20	1,64 ± 0,15	3,43 ± 3,01	3,71 ± 1,81

El contenido de MO no presentó diferencias significativas ($P > 0,05$) entre los tratamientos en las dos fechas de medición. Pese a esto, en la primera fecha T2 presentó el mayor contenido de MO, con un 1,74%, siendo mayor que T0 y T1 en un 0,58% y 15,23%, correspondientemente. En Diciembre todos los tratamientos disminuyeron su contenido de MO respecto de la primera medición, en un 5,20%, 15,89% y 5,75%, para T0, T1 y T2, respectivamente.

La emulsión utilizada contiene un 67% de MO, por lo que dadas las dosis aplicadas y la densidad del producto ($1,1 \text{ kg L}^{-1}$, información del fabricante), el tratamiento T1 estaría aportando $0,074 \text{ Mg MO ha}^{-1}$, mientras que T2 lo duplicaría, con $0,148 \text{ Mg MO ha}^{-1}$, en cada aplicación. Tomando en cuenta los bajos aportes de MO que implican las dosis utilizadas, no resulta extraño que no se encuentren diferencias entre los tratamientos, en ninguna de las fechas de medición.

De igual forma, es sabido que la dinámica del C en zonas áridas y semiáridas resulta compleja y no está del todo comprendida (Lal, 2005). Esto se debe a que la MO del suelo es removida preferencialmente por el escurrimiento superficial, pudiendo ser redistribuida a lo largo del paisaje o depositada en lugares de baja pendiente (Gregorich *et al.*, 1998). Como consecuencia de esto, es común encontrar diferencias en el contenido de MO del suelo, incluso a cortas distancias.

Otra razón por la cual los contenidos de MO en las zonas áridas y semiáridas son tan variados, se debe a la abundancia de una vegetación en parches, que actúa de dos maneras: i) como fuente directa de MO al suelo, una vez que han cumplido su ciclo de vida o tras su muerte, como consecuencia de sequías prolongadas y, ii) frenando y acumulando la MO transportada en los sedimentos movidos por el escurrimiento superficial (Puigdefábregas, 2005; Archer *et al.*, 2012).

Producto de esto, la MO también tendería a presentar este tipo de distribución, pero se debe tener en cuenta esta dinámica es continua, y que la ya mencionada selectividad de la erosión podría nuevamente movilizar la MO acumulada cuando la vegetación no esté presente, como sucede en los meses invernales o producto del pastoreo.

Por otra parte, la disminución del contenido de MO en todos los tratamientos, para la medición de Diciembre, se puede deber al volumen de escurrimiento con sedimentos movilizados en los principales eventos de precipitación, ocurridos en los meses de Junio, Agosto y Octubre del 2012, todos posteriores a la primera fecha de medición. El volumen acumulado de escorrentía, generada para los tres eventos de precipitación, fue de $20,53 \text{ L m}^{-2}$, $19,74 \text{ L m}^{-2}$ y $30,50 \text{ L m}^{-2}$ para T0, T1 y T2, correspondientemente. Tomando en cuenta esto y que en suelos de baja estabilidad estructural el escurrimiento superficial genera la pérdida selectiva de las partículas de menor tamaño, como la MO y arcillas (Schiettecatte *et al.*, 2008), resulta esperable que los contenidos de MO disminuyan para todos los tratamientos. Además, hay que tener presente que la parcela de erosión (unidad experimental del ensayo) se encuentra delimitada por un latón, por lo que no pueden recibir aportes extras de MO provenientes del escurrimiento superficial ladera arriba.

La estabilidad de macroagregados (Cuadro 7) no presentó diferencias significativas ($P > 0,05$) para ninguno de los tratamientos, en los dos períodos de medición. Sin embargo, para las mediciones de Mayo y Diciembre el tratamiento control generó la mayor estabilidad, reflejada en el menor valor de su VDMP. Al comparar entre los tiempos de medición se aprecia que T0 aumentó su estabilidad en un 15,28%, mientras que T1 y T2 la disminuyeron en un 11,07% y 8,16%, respectivamente.

La agregación del suelo, proceso básico para la formación de agregados, implica el reordenamiento, floculación y cementación de las partículas del suelo. La agregación está

influenciada fundamentalmente por la MO del suelo y su fauna, por uniones iónicas, la acción de arcillas y cementantes químicos. La preponderancia que presente uno u otro factor sobre la agregación y estabilidad del suelo, va a depender del clima, el paisaje, la clase textural, los procesos pedogénicos del suelo y la vegetación, entre otros (Bronick y Lal, 2005).

La estabilidad de los suelos en regiones áridas y semiáridas va a estar influenciada fundamentalmente por: i) ciclos de humedecimiento-secado, ii) presencia de carbonatos, iii) exposición de la ladera, iv) nivel de erosión, v) contenido de MO, principalmente en suelo con clases texturales gruesas y, vi) cationes polivalentes como Ca^{+2} y Mg^{+2} (Dalal y Bridge, 1996; Kiem y Kandeler, 1997; Kay, 1998; Boix-Fayos *et al.*, 1998; Boix-Fayos *et al.*, 2001; Bronick y Lal, 2005).

Respecto del efecto de la MO, varios estudios han encontrado correlaciones positivas entre la estabilidad de un suelo y su contenido de MO (Chenu *et al.*, 2000; Cantón *et al.*, 2009), pero de igual forma se ha planteado que el efecto estabilizador de los aportes orgánicos depende tanto de la cantidad como de la calidad de los mismos (Piccolo, 1996). El tiempo de residencia en el suelo y la tasa de descomposición del aporte orgánico, son aspectos claves para lograr un incremento de la agregación en el largo tiempo (Bronick y Lal, 2005). Además, los aportes van a actuar en diferentes niveles jerárquicos dentro de los agregados, destacando la acción de polisacáridos, exudados de raíces e hifas de hongos sobre los macroagregados, mientras que sustancias más complejas como ácidos húmicos, fúlvicos y huminas actuarán al nivel de los microagregados (Tisdall y Oades, 1982).

Por lo tanto, al analizar las características de la emulsión utilizada se puede apreciar que pese a presentar un alto contenido de MO (67%), sólo un 15% de ella corresponde a fracciones de ácidos húmicos-fúlvicos, que son las más complejas y, por ende, resistentes a la acción de los microorganismos. Ese así como no resultaría extraño que, dado los bajos contenidos de MO presentes en el suelo del área de estudio y las bajas dosis aplicadas, un aporte de MO exógeno de estas características sea rápidamente utilizado por los microorganismos. Esto implicaría que el efecto sobre la estabilidad de los agregados no se observe a los seis meses de aplicada la emulsión, tal como lo observó Fernández (2013) en un suelo franco al que se le aplicó un ácido húmico en alta concentración. A su vez, las condiciones favorables de humedad y temperatura, en el período de tiempo transcurrido entre la primera y segunda medición, pueden haber incrementado la mineralización de la MO aportada en las emulsiones. De este modo, la segunda aplicación (Junio de 2012), tampoco permitió evidenciar los efectos de la MO sobre la estabilidad de los agregados al final del ensayo.

Pese a que en la literatura la mayoría de los estudios indican que la aplicación de sustancias húmicas y húmicas-fúlvicas incrementan la estabilidad de los agregados del suelo (Mbagwu y Piccolo, 1989; Fortun *et al.*, 1990; Piccolo *et al.*, 1997; Piccolo y Mbagwu, 1999), también se pueden encontrar algunos casos en los que la aplicación de ácidos húmicos aumentaron la dispersión de arcillas (Visser y Caillier, 1988). Sin embargo, en este último ensayo, los autores plantean que las concentraciones de ácidos húmicos que generan el mayor efecto dispersante sobre las partículas de arcilla eran cercanas a 40 mg L^{-1} , y que concentraciones superiores a los 400 mg L^{-1} deberían tener un efecto contrario, incrementando su estabilidad. En base a lo anterior, los resultados de estabilidad de

agregados del presente ensayo no concordaron con lo esperado, ya que las dosis fueron cercanas a los 600 mg L^{-1} y 1200 mg L^{-1} para los tratamientos T1 y T2, respectivamente.

Otra explicación a la disminución de la estabilidad de los agregados de los tratamientos T1 y T2, puede estar relacionada con la interacción entre las sustancias húmicas-fúlvicas y los polisacáridos. Piccolo y Mbagwu (1999) encontraron que al evaluar la estabilidad de los agregados de un suelo (con un contenido de MO de 2,12%) tratado con polisacáridos obtenidos de las semillas de *Ceratonia siliqua* L, estos disminuían su efecto si el suelo era previamente tratado con ácidos húmicos, extraídos de *Leonardita americana*.

Las emulsiones aplicadas aportan un 52% de MO que puede ser degradada rápidamente por los microorganismos del suelo, permitiendo la formación de polisacáridos, que podrían interactuar con las fracciones húmicas-fúlvicas presentes en la misma emulsión. Además, la producción de polisacáridos se podría ver incrementada, para la segunda fecha de medición, al existir condiciones más favorables para la degradación de la MO (Li y Sarah, 2003), y por el desarrollo de una escasa, pero igualmente activa vegetación. Ésta, a través de los exudados generados por sus raíces, favorece la producción de polisacáridos por parte de los microorganismos.

El incremento de la estabilidad de T0 en la segunda fecha de medición, puede estar relacionado con esto último. Las raíces no solo aportan exudados fácilmente utilizables por los microorganismos, sino que además promueven ciclo de humedecimiento-secado alrededor de ellas y favorecen la interacción con micorrizas arbusculares (Six *et al.*, 2004).

Sedimentos y escorrentía

Durante la temporada se verificaron varios eventos de precipitaciones. Sin embargo, sólo se evaluaron los eventos principales, ocurridos el 17 de Junio, 16 y 17 de Agosto y el 7 de Octubre de 2012, donde precipitaron 25,6, 46,4 y 22,4 mm día⁻¹ respectivamente. Cabe señalar que la precipitación de los días 16 y 17 de Agosto fue contabilizada en conjunto. En el Cuadro 8 se pueden ver los volúmenes de escorrentía, la masa de sedimentos generados, el porcentaje de los separados texturales y el contenido de MO presentes en los sedimentos, para los distintos eventos de precipitación y tratamientos.

Cuadro 8. Volumen de escorrentía y masa de sedimentos generados en los eventos naturales de precipitación, distribución de los separados texturales y contenido de MO presentes en los sedimentos para cada tratamiento.

Tratamiento	Variables ¹					
	Escorrentía	Sedimentos	a	L	A	MO
Precipitación 25,6 mm (17 de Junio)						
	(L m ⁻²)	(g m ⁻²)	----- % -----			
T0	5,28 ± 0,33a	9,47 ± 0,81a	17,54 ± 1,53a	54,69 ± 2,37a	27,68 ± 0,83a	7,32 ± 0,69a
T1	4,01 ± 2,99a	13,69 ± 6,28a	15,05 ± 0,58a	59,65 ± 0,93a	25,30 ± 1,51a	5,89 ± 1,33ab
T2	6,23 ± 4,85a	47,64 ± 52,11a	33,51 ± 35,93a	42,55 ± 21,43a	23,95 ± 14,50a	4,23 ± 0,54b
Precipitación 46,4 mm (16 y 17 de Agosto)						
T0	1,10 ± 0,38a	0,22 ± 0,11a	-	-	-	11,35 ± 3,63a
T1	1,36 ± 0,46a	0,69 ± 0,46a	-	-	-	5,14 ± 1,64b
T2	2,62 ± 2,31a	2,10 ± 3,07a	-	-	-	6,68 ± 0,83ab
Precipitación 22,4 mm (7 de Octubre)						
T0	0,46 ± 0,40a	-	-	-	-	-
T1	1,21 ± 0,38a	-	-	-	-	-
T2	1,32 ± 0,58a	-	-	-	-	-

Letras diferentes en una misma columna y fecha indican diferencias estadísticamente significativas ($P \leq 0,05$). ¹. a: arena, L: limo, A: arcilla, MO: materia orgánica.

Los tratamientos no presentaron diferencias significativas ($P > 0,05$) para los volúmenes de escorrentía y para la masa de sedimentos en los eventos de precipitación evaluados. Sin embargo, se puede apreciar para el primer evento de precipitación, que T1 presentó el menor volumen de escorrentía, siendo éste un 24,05% menor que el tratamiento control. Por su parte, T2 generó el mayor volumen, superando en un 17,99% y 55,36%, a T0 y T1, correspondientemente. En relación a los sedimentos movilizados por el escurrimiento, T0 generó la menor masa (9,47 g m⁻²), seguido de T1 (13,69 g m⁻²) y T2 (47,64 g m⁻²).

Para el segundo evento, los tratamientos disminuyeron su volumen de escurrimiento respecto del primer evento, en un 79,17%, 66,08% y 57,95% para T0, T1 y T2 correspondientemente. A diferencia del primer evento, en esta ocasión T0 presentó el menor volumen, con 1,10 L m⁻², seguido de T1 (1,36 L m⁻²) y T2 (2,62 L m⁻²). Respecto de los sedimentos generados, estuvieron en relación con los volúmenes movilizados, en donde T0 presentó el menor valor, seguido de T1 y T2. Al comparar los dos eventos, la disminución en la masa de sedimentos fue mucho más marcada que para los volúmenes de escorrentía, de hecho T0, T1 y T2 disminuyeron en un 97,68%, 94,96% y 95,59% su masa de sedimentos, respectivamente, en comparación al primer evento. Esto concuerda con el estudio de Maetens *et al.* (2012), quienes evaluaron distintas técnicas de conservación de suelo utilizadas comúnmente en Europa, encontrando que éstas eran mucho más eficientes en disminuir las pérdidas de suelo que el escurrimiento superficial.

El tercer evento mantuvo la misma tendencia que el segundo para los volúmenes de escorrentía generados por cada tratamiento. El tratamiento control provocó el menor

volumen de escorrentía, con $0,46 \text{ L m}^{-2}$, mientras que T1 generó $1,21 \text{ L m}^{-2}$ y T2 $1,32 \text{ L m}^{-2}$. Ninguno de los tratamientos generó sedimentos, pese a que la precipitación ($22,4 \text{ mm día}^{-1}$) fue levemente menor a la del primer evento ($25,6 \text{ mm día}^{-1}$).

El primer evento fue aquel que mayor cantidad de escorrentía y sedimentos generó para los tres tratamientos. Esto se puede explicar debido a que fue la primera lluvia de la temporada y el suelo se encontraba con un bajo contenido de agua (dato no mostrado, contenido gravimétrico de 1,0%), en donde se ve favorecido el colapso de los agregados frente al humedecimiento violento provocado por la precipitación (Chenu *et al.*, 2000). Avalando lo planteado, Martínez-Mena *et al.* (1998) evaluaron tres contenidos de agua sobre la estabilidad de los agregados de un suelo (Xeric Torriorthent), ubicado en una microcuenca de una zona semiárida del sureste de España. Encontraron que cerca del 85% de las muestras eran más estables en condiciones húmedas que secas al aire. Además, las muestras presentaban una gran variabilidad dependiendo de la zona de la microcuenca donde se encontraban, ya sea ésta de erosión o de depositación.

La emulsión utilizada presenta grupos hidrofílicos e hidrofóbicos que se van a ver afectados por el contenido de agua del suelo. A menor contenido de agua, los grupos hidrofílicos tienden a juntarse y exponer sus partes hidrofóbicas, aumentando la hidrofobicidad del suelo (De Jonge *et al.*, 1999; Hallet, 2008). Esto, asociado a la baja estabilidad de agregados, puede ser la razón de por qué el tratamiento T2 generó el mayor volumen de escorrentía en la primera medición y que a su vez fuera disminuyendo en los eventos posteriores a medida que el suelo aumentaba su contenido de agua producto de las precipitaciones.

Por lo tanto, en base a los resultados obtenidos, resulta fundamental realizar manejos que apunten a disminuir la erosión hídrica, previos a la primera lluvia de la temporada, ya que es en ésta donde se generan la mayores pérdidas de suelo. En el primer evento de precipitaciones escurrió el 77,17%, 60,87% y 61,26% del total de escurrimiento producido en los tres eventos, para los tratamientos T0, T1 y T2 respectivamente, mientras que los sedimentos movilizados representaron el 97,75%, 95,21% y 95,78% para T0, T1 y T2 correspondientemente, del total generado en los eventos evaluados durante la temporada.

El efecto de las emulsiones sobre los volúmenes de escorrentía y masa de sedimentos totales, varió ampliamente entre las dosis evaluadas. Al calcular el volumen acumulado de escorrentía, para los tres eventos de precipitación, el tratamiento T1 ($19,74 \text{ L m}^{-2}$) generó una disminución de un 3,85%, respecto del tratamiento control ($20,53 \text{ L m}^{-2}$). Sin embargo, aumentó en un 48,43% la masa de sedimentos con respecto de T0. Por su parte, T2 ($30,50 \text{ L m}^{-2}$) incrementó en un 55,03% su volumen total de escurrimiento en relación al tratamiento control y también presentó un gran aumento de la masa total de sedimentos movilizados, los cuales fueron cuatro veces mayor que los de T0.

Si bien ambos tratamientos aumentaron la masa de sedimentos y T2, a su vez, el volumen de escurrimiento movilizado, algunos autores plantean que en condiciones áridas y semiáridas la implementación de un sistema de cosecha de agua para inducir, coleccionar, almacenar y conservar la escorrentía superficial es una opción eficiente de manejo (Salazar y Casanova, 2010). Esto se debe a que las precipitaciones durante la temporada son muy escasas y no permiten acumular suficiente agua en el suelo para la producción de cultivos,

por lo que su redistribución y almacenamiento en zonas específicas solucionaría este problema. Para lograr que los sistemas de cosecha de agua sean efectivos, se debe tomar en cuenta, entre otros factores, la gran heterogeneidad espacial de las condiciones superficiales que se dan en las zonas áridas y semiáridas, ya que influyen directamente sobre el movimiento de agua a nivel superficial y subsuperficial (Frot y van Wesemael, 2009).

Por lo tanto, utilizar la emulsión orgánica asociada a un sistema de cosecha de agua en el lugar de estudio podría ser una forma de aprovechar el mayor escurrimiento superficial y masa de sedimentos generados y, al mismo tiempo, disminuir la pérdida de las fracciones del suelo más susceptibles de ser movilizadas. Esto último se pudo verificar al determinar los coeficientes de enriquecimiento (C_e) de los contenidos de MO y de los separados texturales presentes en los sedimentos.

Coeficiente de enriquecimiento (C_e) de partículas

El C_e es la relación entre la concentración de un constituyente del suelo en el material erodado, respecto de su concentración en el suelo original (Massey y Jackson, 1952). De esta manera, se puede tener una visión más clara sobre la selectividad de los procesos de erosión, como también del efecto que los tratamientos tuvieron sobre ella. Al respecto, en el Cuadro 9 se pueden ver los valores de C_e para la MO y separados texturales de los sedimentos colectados para cada tratamiento, en el primer evento de precipitación evaluado.

Cuadro 9. Coeficientes de enriquecimiento (C_e) de la materia orgánica y separados texturales presentes en los sedimentos de cada tratamiento, para el primer evento de precipitación.

Tratamiento	Coeficientes de enriquecimiento ¹			
	C_{eMO}	C_{ea}	C_{eL}	C_{eA}
T0	4,27 ± 0,66	0,23 ± 0,02	3,85 ± 0,17	3,41 ± 0,10
T1	3,98 ± 1,21	0,19 ± 0,01	4,20 ± 0,07	3,12 ± 0,19
T2	2,43 ± 0,18	0,43 ± 0,46	3,00 ± 1,51	2,95 ± 1,79

¹. MO: materia orgánica, a: arena, L: limo y A: arcilla.

Si bien los contenidos de MO en los sedimentos analizados (Cuadro 8) presentaron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre los tratamientos, en donde para los dos eventos en que se pudo determinar el C orgánico T0 obtuvo el mayor valor, los C_{eMO} no presentaron diferencias significativas ($P > 0,05$). De igual forma el C_{eMO} fue mayor en T0 que en los tratamientos con la emulsión orgánica. Para el evento de precipitación evaluado, T0 fue un 6,79% y 43,09% mayor que T1 y T2, respectivamente. Como se puede apreciar, todos los valores de C_{eMO} fueron mayores a 1, lo que indica una mayor concentración de MO en los sedimentos que en el suelo de origen, situación que confirma la selectividad preferencial que tiene el escurrimiento superficial sobre la MO.

Los valores de C_{eMO} se caracterizan por presentar una gran variabilidad entre suelos, los cuales van a estar determinados por la clase textural, los contenidos iniciales de MO, la presencia y distribución de la vegetación, la intensidad de las precipitaciones y el tipo de erosión que está actuando, entre otras (Jacinthe *et al.*, 2004; Rhoton *et al.*, 2006; Nadeu *et al.*, 2011; Chartier *et al.*, 2013). Así, Nadeu *et al.* (2009) establecen que: las clases texturales gruesas presentan un mayor C_{eMO} que las finas; el C_{eMO} presenta una relación inversa con los contenidos de MO del suelo de origen; bajas intensidades de precipitación tienden a ser más selectivas que las de mayor intensidad; la erosión laminar presenta una mayor selectividad de las partículas del suelo respecto de la erosión por surcos; finalmente la presencia de vegetación disminuye los valores de C_{eMO} , ya que actúa como una barrera física para el escurrimiento superficial.

Pese a que los tratamientos T1 y T2 no aumentaron la estabilidad de los macroagregados del suelo, tuvieron un efecto sobre la selectividad del transporte generado por el escurrimiento superficial, obteniendo menores valores de C_{eMO} respecto de T0. Esto se puede explicar porque la adición de sustancias húmicas-fúlvicas favorece la cohesión de las partículas tamaño arcilla, que dada su gran superficie específica, carga eléctrica y unión con cationes polivalentes, son capaces de retener la mayor cantidad de MO del suelo (Six *et al.*, 1998).

Al analizar los valores obtenidos para los C_e de los separados texturales (Cuadro 9) se puede observar que pese a no existir diferencias significativas entre los tratamientos, T1 presentó el menor C_e para las partículas tamaño arena, siendo menor en 17,39% y 55,81% que T0 y T2, respectivamente. Aun así los tres tratamientos presentaron un menor porcentaje de partículas tamaño arena en los sedimentos respecto de los contenidos en el suelo de origen. Por el contrario, los valores de $C_e > 1$, para los separados texturales limo y arcilla, muestran la selectividad que el escurrimiento superficial tiene sobre las partículas de menor tamaño del suelo. Los C_e para el limo fueron los mayores respecto del resto de los separados texturales, en donde T1 presentó el mayor valor, mientras que T0 y T2 fueron un 8,23% y 28,57% menores, respectivamente. Por su parte, T0 obtuvo el mayor C_e para las partículas tamaño arcilla seguido de T1 y T2, los cuales fueron un 8,50% y 13,49% menores, correspondientemente.

La tendencia mostrada por los valores de los C_e de los separados texturales para el tratamiento control, son similares a los encontrados por Rhoton *et al.* (2006) en un suelo originado a partir de material parental granítico, en una cuenca semiárida ubicada al suroeste de Arizona.

Los mayores valores de C_e para el limo, en los tres tratamientos, se pueden explicar tanto por el tamaño de las partículas como por su baja cohesión (Issa *et al.*, 2006), lo cual facilita su dispersión y movilización, producto de la energía generada por las gotas de lluvia y la escorrentía superficial, respectivamente.

En relación al C_e de las partículas de arcilla, Martínez-Mena *et al.* (1999), al analizar los C_e para los separados texturales de un suelo con y sin vegetación, encontraron que en ambos casos las partículas tamaño arcilla eran transportadas preferentemente como agregados. En este sentido, lo encontrado por los autores podría explicar los menores valores observados en los tratamientos T1 y T2, ya que las sustancias húmicas-fúlvicas

aportadas en la emulsión pueden haber incrementado la adsorción de las arcillas a cationes polivalentes. Esto aumentaría su cohesión y facilitaría la formación de microagregados, por lo cual disminuiría, por una parte, la dispersión generada por el impacto de la gota de lluvia como también la capacidad del escurrimiento superficial de transportarlas.

El mayor C_e para las partículas tamaño arcilla en el tratamiento control sería una de las razones que explicarían su mayor valor de C_{eMO} entre los tratamientos. Diversos autores han relacionado los valores de C_e de la MO con las fracciones de menor tamaño del suelo, en diferentes condiciones climáticas y de suelos (Rodríguez *et al.*, 2004; Rhoton *et al.*, 2006; Haregeweyn *et al.*, 2008). En este mismo sentido, Martínez-Mena *et al.* (2008), en un ensayo realizado en una zona semiárida al este de Murcia, evaluaron las formas en las que la MO del suelo, carbono orgánico particulado (POC) o carbono orgánico asociada a la fracción mineral (MOC), era transportada en los sedimentos colectados. En lugares analizados, los autores encontraron, para la mayoría de los eventos evaluados, que los sedimentos presentaban un mayor contenido de MOC que de POC, lo cual fue relacionado con los mayores C_e para las fracciones de tamaño limo y arcilla encontrados al analizar los sedimentos.

Con el fin de entregar mayor información a la hora de implementar este sistema de control de la erosión, se realizó un análisis del costo asociado de realizar esta práctica en el área de aporte de las cárcavas. En base al precio por litro de la emulsión evaluada, las dosis aplicadas y la superficie del área de aporte, se determinaron los siguientes costos (Cuadro 10).

Cuadro 10. Costos de implementación de la práctica de conservación.

Emulsión	Dosis	Precio unitario	Superficie	Precio final
	(L ha ⁻¹)	(US\$ L ⁻¹)	(ha)	(US\$)
Biocat 15 [®]	100,0	4,0	0,72	288,0
	200,0	4,0	0,72	576,0

Además se debe tener en cuenta el costo de la mano de obra necesaria para realizar la aplicación de la emulsión en la superficie especificada (0,72 ha). La aplicación se puede llevar a cabo con una bomba de espalda, por lo que habría que adicionar al costo final la adquisición de por lo menos 4 de ellas. En base a esto, se puede determinar el valor final (Cuadro 11) de la implementación de esta práctica de conservación del suelo para las dos dosis propuestas.

Cuadro 11. Costos asociados a la aplicación de la emulsión orgánica.

Insumos	Cantidad	Jornadas	Precio unitario (US\$)	Precio final (US\$)
Biocat 15 [®] (100 L ha ⁻¹)	72 (L)	-	4,0	288,0
Biocat 15 [®] (200 L ha ⁻¹)	144 (L)	-	4,0	576,0
Bomba de espalda	4 (unid.)	-	105,0	420,0
Mano de obra	4 (person.)	4	25,4 (J)	406,4
			Costo (100 L ha ⁻¹)	1.114,4
			Costo (200 L ha ⁻¹)	1.402,4

Como se puede ver, el costo de la aplicación de la dosis de 200 L ha⁻¹ es un 25,84% mayor que la aplicación de la mitad de ella (100 L ha⁻¹). Sin embargo, los efectos de las emulsiones orgánicas suelen ser acumulativos en el tiempo, por lo que la utilización de una mayor dosis puede generar más beneficios en el largo plazo. Además, si se toma en cuenta que la fertilidad del suelo está íntimamente relacionada con la MO y las partículas de arcilla, los menores coeficientes de enriquecimiento encontrados al aplicar la dosis de 200 L ha⁻¹ van a permitir que aquella se mantenga en el tiempo.

Por otro lado, dadas las condiciones económicas de los habitantes de las Comunidades Agrícolas, la elección de utilizar la mayor dosis de la emulsión les va a permitir que, en una sola acción, protejan la pérdida de suelos potencialmente cultivables y, a su vez, mantengan la fertilidad de ellos sin la necesidad de recurrir a aportes externos de fertilizantes y, por ende, incurrir en mayores costos.

También se debe tener en cuenta el costo ambiental de utilizar fertilizantes, en condiciones donde las pérdidas de nitratos y fósforo son potencialmente elevados, ya que juegan un rol principal como fuentes difusas de contaminación (Droic y Zagorc, 2002). Esto se debe a la ausencia de tecnología como al elevado gradiente de pendiente del lugar, que favorece el escurrimiento superficial y la movilización de los fertilizantes.

CONCLUSIONES

La emulsión orgánica Biocat 15[®], aplicada en dos dosis, no tuvo efecto sobre las propiedades físicas del suelo en estudio, para ninguno de los tiempos de medición, tendiendo incluso a disminuir la estabilidad de macroagregados.

Pese a no existir diferencias significativas, T1 disminuyó levemente el volumen total acumulado de escorrentía respecto del tratamiento control, mientras que la masa de sedimentos acumulada fue mayor. Por otra parte, T2 aumentó tanto el volumen de escorrentía como la masa de sedimentos acumulados, en los tres eventos de precipitación evaluados, con relación a T0. Sin embargo, pese a que nuevamente los resultados no fueron significativos, ambas dosis modificaron la selectividad de la erosión hídrica, presentando menores coeficientes de enriquecimiento para la MO y partículas tamaño arcilla, siendo T2 un poco más efectivo que T1. Esto se debió al aporte de sustancias húmicas-fúlvicas, las cuales aumentaron la cohesión entre las partículas de arcilla, limitando su transporte y el de fracciones orgánicas asociadas a ellas.

Teniendo en cuenta lo anterior, asociar el uso de esta emulsión con un sistema de cosecha de agua, puede ser una fórmula eficiente de aprovechar el mayor volumen de escurrimiento, dirigiéndolo a lugares de acumulación, manteniendo al mismo tiempo la fertilidad del suelo al limitar la pérdida de MO y partículas de arcilla.

Finalmente se puede concluir que la dosis comercial especificada por el fabricante y una dosis creciente, no permiten mejorar las propiedades físicas del suelo, por lo que se debiesen aumentar las aplicaciones durante la temporada. Además, el mayor efecto protector de la emulsión debe estar presente en la primera precipitación de la temporada, ya que es en ésta donde se generan las mayores pérdidas de suelo, independiente del tratamiento.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allison, L.E. 1965. Organic carbon. (pp. 1367-1378). In: Black, C.A.; D.D. Evans; J.L. White; L.E. Esminger and F.E. Clark (Eds). Methods of soil analysis. Part 2. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA. 1572p.
- Archer, N.A.; J. N. Quinton and T. M. Hess. 2012. Patch vegetation and water redistribution above and below ground in south-east Spain. *Ecohydrology*, 5: 108-120.
- Barthès, B. and E. Roose. 2002. Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena*, 47: 133-149.
- Boix-Fayos, C.; A. Calvo-Cases; A.C. Imeson; M.D. Soriano-Soto and I.R. Tiemessen. 1998. Spatial and short-term temporal variations in runoff, soil aggregation and other soil properties along a Mediterranean climatological gradient. *Catena*, 33: 123-138.
- Boix-Fayos, C.; A. Calvo-Cases and A.C. Imeson. 2001. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena*, 44: 47-67.
- Bronick, C.J. and R. Lal. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124: 3-22.
- Cairns, I.; B. Handyside; M. Harris; N. Lambreschtsen and N. Ngapo. 2001. Gully erosion. (pp. 1-9). In: Hicks, D. and T. Antonhy (Eds.). Soil Conservation Technical Handbook. Ministry for the Environment. New Zeland. 175p.
- Cantón, Y.; A. Solé-Benet; C. Asensio; S. Chamizo and J. Puigdefábregas. 2009. Aggregate stability in range sandy loam soils relationships with runoff and erosion. *Catena*, 77: 192-199.
- Casanova, M.; J. Haberland; O. Seguel and W. Luzio. 2007. Effect of gradient and slope aspect in the erosion of rainfed hillsides of central Chile. (pp. 999-1001). In: Latin American Congress of Soil Science (17^a, 17 al 21 de septiembre de 2007, León, México). Proceeding Contribution in Extenso. 1592p.
- Casanova M., G. Dercon and F. Zapata. 2010. Evaluación de la erosión de suelos: métodos tradicionales. (pp. 444-459). En: Congreso de la Organización Internacional de Suelo = International Soil Conservation Organization Congress. (16^a, 08 al 12 de noviembre de 2010, Santiago, Chile). Proceeding Contribution in Extenso. Eds. M. Casanova; G. Ruiz y E. Zagal. Santiago, Chile: Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. 530p.
- Chartier, M.P.; C.M. Rostagno and L.S. Videla. 2013. Selective erosion of clay, organic carbon and total nitrogen in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 88: 43-49.

- Chenu, C. ; Y. Le Bissonnais and D. Arrouays. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 1479-1486.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), Chile. 2005. Estudio agrológico IV Región. Santiago, Chile: CIREN. 280p. (Publicación N° 129).
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), Chile. 2010. Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile. Santiago, Chile: CIREN. 285p. (Publicación N° 139).
- Dalal, R.C. and B.J. Bridge. 1996. Aggregation and organic matter storage in sub-humid and semi-arid soils. (pp. 263-307). In: Carter, M.R. and B.A. Stewart (Eds.). Structure and organic matter storage in agricultural soils. CRC Press, Boca Raton, Florida. USA. 477p.
- Da Veiga, M. y L. Do Prado (Ed.). 1993. Manual para la instalación y conducción de experimentos de pérdida de suelos. Food and Agriculture Organization (FAO), Italia. 34p. (Documento de Campo N° 1).
- De Jonge, L.W.; O. Jacobsen and P. Moldrup. 1999. Soil water repellency: effects of water content, temperature and particle size. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 437-442.
- Drolc, A. and J. Zagorc. 2002. Estimation of sources of total phosphorus in a river basin and assessment of alternatives for river pollution reduction. *Environment International*, 28(5): 393-400.
- Ellies, A. 2000. Soil erosion and its control in Chile - an overview. *Acta Geológica Hispánica*, 35(3-4): 279-284.
- Fernández, P. 2013. Cambio en las propiedades físicas de un suelo con camellones tratado con dos fuentes ácidas, V Región de Chile. Memoria Ingeniera Agrónoma. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 31h.
- Flint, L. and A. Flint. 2002. Particle density. (pp. 229-240). In: Dane, J. H. and G.C. Topp (Eds.). Methods of soil analysis: physical methods. Part 4. Soil Science Society of America. Book Series N° 5. Madison, Wisconsin, USA. 1692p.
- Fortun, A., J. Benayas and C. Fortun. 1990. The effects of fulvic and humic acids on soil aggregation: a micromorphological study. *Journal of Soil Science*, 41: 563-572.
- Frot, E. and B. van Wesemael. 2009. Predicting runoff from semi-arid hillslopes as source areas for water harvesting in the sierra de Gador, southeast Spain. *Catena*, 79: 83-92.
- Gee, G. W. and D. Or. 2002. Particle size analysis. (pp. 255-293). In: Dane, J. H. and G.C. Topp. (Eds). Methods of soil analysis: physical methods. Part 4. Soil Science Society of America. Book Series N° 5. Madison, Wisconsin, USA. 1692p.
- Gregorich, E.G.; K.J. Greer; D.W. Anderson and B.C. Liang. 1998. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil & Tillage Research*, 47: 291-302.

- Grossman, R.B. and T.G. Reinsch. 2002. Bulk density and linear extensibility. (pp. 201-228). In: Dane, J. H. and G.C. Topp (Eds). Methods of soil analysis: physical methods. Part 4. Soil Science Society of America, Book Serie N° 5. Madison, Wisconsin, USA. 1692p.
- Hallet, P. 2008. A brief overview of the causes, impacts and amelioration of soil water repellency- a review. *Soil & Water Research*, 3(1): 521-529.
- Haregeweyn, N.; J. Poesen; J. Deckers; J. Nyssen; M. Haile, G. Govers. et al. 2008. Sediment-bound nutrient export from micro-dam catchments in northern Ethiopia. *Land Degradation Development*, 19: 136–152.
- Hartge, K. H. und R. Horn (Eds.). 2009. Die Physikalische untersuchung von Böden. Praxis, Messmethoden, Auswertung. E. Schweizerbach'sche. Verlagsbuchhandlung. Stuttgart, Germany. 178p.
- Horn, R. 2004. Structure formation and its consequences on gas and water transport in unsaturated arable and forest soils. (pp. 79-85). In: Glinsky, J.; G. Józefaciuk; K. Starhr (Eds.) Soil-plant-atmosphereaeration and environmental problems. Lublin, Stuttgart, Germany. 150p.
- INE (Instituto Nacional de Estadística), Chile. 2005. Población y asentamientos humanos en el ámbito de las comunidades agrícolas – Región de Coquimbo. Santiago, Chile: INE. 58p.
- Issa, O.; Y. Le Bissonnais; O. Planchon; D. Favis-Mortlock; N. Silvera and J. Wainwright. 2006. Soil detachment and transport on field and laboratory scale interrill areas: erosion processes and the size selectivity of eroded sediment. *Earth Surface Processes and Landform*, 31: 929-939.
- Jacinthe, P.A.; R. Lal; L.B. Owens and D.L. Hothem. 2004. Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. *Soil & Tillage Research*, 77: 111-123.
- Kay, B.D. 1998. Soil structure and organic carbon: a review. (pp. 169-197). In: Lal, R.; J.M. Kimble; R.F. Follett and B.A. Stewart (Eds.). Soil processes and the carbon cycle. CRC Press, Boca Raton, Florida. USA. 609p.
- Kiem, R. and E. Kandeler. 1997. Stabilization of aggregates by the microbial biomass as affected by soil texture and type. *Applied Soil Ecology*, 5: 221-230.
- Lal, R. 2005. Soil erosion and carbon dynamics. *Soil & Tillage Research*, 81: 137-142.
- Li, X. and H. Sarah. 2003. Enzyme activities along a climatic transect in the Judean Desert. *Catena*, 53: 349-363.
- Maetens, W.; J. Poesen and M. Vanmaercke. 2012. How effective are soil conservation techniques in reducing plot runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean?. *Earth Science Reviews*, 115: 21-36.

- Marín, E. 2011. Estabilización de camellones con cultivo de mandarina *Citrus reticulata* mediante el uso de dos fuentes de materia orgánica, IV Región de Chile. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 30h.
- Martínez-Mena, M.; A.G. Williams; J.L. Ternan and C. Fitzjohn. 1998. Role of antecedent soil water content on aggregates stability in a semi-arid environment. *Soil & Tillage Research*, 48: 71-80.
- Martínez-Mena, M.; J. Alvarez Rogel; J. Albaladejo and V.M. Castillo. 1999. Influence of vegetal cover on sediment particle size distribution in natural rainfall conditions in a semiarid environment. *Catena*, 38: 175-190.
- Martínez-Mena, M.; J. Lopez; M. Almagro; C. Boix-Fayos and J. Albaladejo. 2008. Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of south-east Spain. *Soil & Tillage Research*, 99: 119-129.
- Massey, H.F. and M.L. Jackson. 1952. Selective erosion of soil fertility constituents. *Soil Science Society of America Proceedings*, 16: 353-356.
- Mbagwu, J.S.C. and A. Piccolo. 1989. Changes in soil aggregate stability induced by amendment with humic substances. *Soil Technology*, 2: 49-57.
- Nadeu, E.; J. de Vente; M. Martinez-Mena and C. Boix-Fayos, 2011. Exploring particle size distribution and organic carbon pools mobilized by different erosion processes at the catchment scale. *Journal of Soil Sediments*, 11: 667-678.
- Novoa, R. y S. Villaseca (Eds). 1989. Mapa agroclimático de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 221p.
- Peralta M y G. Espinoza. 1994. Conservación y degradación de suelos en Chile. (pp. 311-332). En: Espinoza G.; P. Pisani; L. Contreras y P. Camus (Eds). Perfil ambiental de Chile. Corporación Nacional de Medio Ambiente (CONAMA). Santiago, Chile. 569p.
- Piccolo, A. 1996. Humus and soil conservation. (pp. 225-264). In: Piccolo, A. (Ed.) Humic substances in terrestrial ecosystems. Elsevier Science B.V. Amsterdam, Netherlands. 689p.
- Piccolo, A.; G. Pietramellara and J.S.C. Mbagwu. 1997. Use of humic substances as soil conditioners to increase aggregate stability. *Geoderma*, 75: 267-277.
- Piccolo, A. and J.S.C Mbagwu. 1999. Role of hydrophobic components of soil organic matter in soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 1801-1810.
- Puigdefábregas, J. 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30: 133-147.
- Rawls, W.; Y. Pachepsky; J. Ritchie; T. Sobecki and H. Bloodworth. 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, 116: 61-76.

- Rhoton, F.E.; W.E. Emmerich; D.C. Goodrich; S.N. Miller and D.S. McChesney. 2006. Soil geomorphological characteristics of a semiarid watershed: influence on carbon distribution and transport. *Soil Science Society of America Journal*, 70: 1532-1540.
- Rodríguez, A.R.; A. Guerra; C. Arbelo; J.L. Mora; A.P. Gorrin and C. Armas. 2004. Forms of eroded soil organic carbon in andosols of the Canary Islands (Spain). *Geoderma*, 121: 205-219.
- Rodríguez, A.; I. Sepúlveda; J. Camargo y J. Galvis. 2009. Pérdidas de suelo y nutrientes bajo diferentes coberturas vegetales en la zona andina de Colombia. *Acta Agronómica*, 58(3): 160-166.
- Salazar, O. and M. Casanova. 2010. Runoff water harvesting as a strategy for increasing agricultural production on hillslope areas in arid and semiarid zones. (pp. 1-39). In: Carrey, D.M. (Ed). Water recycling and water management. NOVA Editorial. 280p.
- Sasal, C.; A. Andriulo; J. Ullé; F. Abrego y M. Bueno. 2000. Efecto de diferentes enmiendas sobre algunas propiedades edáficas, en sistemas de producción hortícola del centro norte de la región pampeana. *Ciencia del Suelo* (Argentina), 18: 95-104.
- Schiettecatte, W.; D. Gabriels; W.M. Cornelis and G. Hofman. 2008. Enrichment of organic carbon in sediment transport by interrill and rill erosion processes. *Soil Science Society of America Journal*, 72: 50-55.
- Schoeneberger, P.J.; D.A. Wysocki; E.C. Benham and W.D. Broderson (Eds). 2002. Field book for describing and sampling soils. Version 2.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE. 228p.
- Six, J.; E.T. Elliott; K. Paustian and J.W. Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62: 1367-1377.
- Six, J.; H. Bossuyt; S. Degryze and K. Denef. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, 79: 7-31.
- Skopp, J.M. 2012. Physical properties of primary particles. (cap. 1, pp. 1-2). In: Huang, P.M.; Y. Li and M.E. Sumner (Eds.). Handbook of soil sciences: properties and processes. 2nd ed. Boca Raton. New York. USA.
- Swift, R.S. 2001. Sequestration of carbon by soil. *Soil Science*, 166: 858–871.
- Tejada, M. y J.L. González. 2008. Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality. *Geoderma*, 145: 325-334.
- Tisdall, J.M and J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33: 141-163.

Traub, M. 2011. Uso de una emulsión orgánica y mulch como medida de control de erosión en una ladera cultivada con vid, VI Región de Chile. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 35h.

Villarroel, H. 2010. Uso de una emulsión orgánica como control de erosión en laderas con posterioridad al descepe, VI Región de Chile. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 18h.

Visser, S.A. and M. Caillier. 1988. Observations on the dispersion and aggregation of clays by humic substances: dispersive effects of humic acids. *Geoderma* 42: 331-337.

DISCUSIÓN GENERAL

Dentro de las distintas prácticas de conservación de suelos, la aplicación de enmiendas orgánicas ha sido ampliamente utilizada alrededor del mundo, ya que la incorporación de materia orgánica (MO) mejora aquellas propiedades físicas del suelo que tienen un rol fundamental en la prevención de la erosión hídrica. Dentro de éstas propiedades físicas, la estabilidad de agregados (EA) es esencial para reducir la erosión del suelo (Annabi *et al.*, 2007), debido a que limita la formación de costras estructurales y además mantiene la estabilidad y continuidad del sistema poroso, favoreciendo la infiltración de agua en el perfil suelo, lo que disminuye la pérdida de suelo producto del escurrimiento superficial (Ben-Hur, 2006).

En el primer ensayo se evaluó el efecto de cuatro emulsiones comerciales sobre propiedades físicas e hidráulicas del suelo, con el fin de utilizarlas en el control de la severa erosión que afecta la zona en estudio. Como se desprende de lo antes señalado, el mejoramiento de la EA del suelo es sin duda uno de los efectos deseados, tomando en cuenta que el suelo estudiado presenta una clase textural areno francosa y bajos contenidos de MO, que se traduce en una baja estabilidad de los agregados del suelo frente a los intensos eventos de precipitación característicos de la localidad. Sin bien las emulsiones evaluadas no lograron generar diferencias significativas sobre la EA, fue posible apreciar tendencias, como en el caso de las emulsiones orgánicas Biocat 15[®] y Humicop plus[®], a los seis y doce meses de iniciado el ensayo, respectivamente. Esto sugiere que tal vez se requiere de aplicaciones prolongadas y/o de mayores dosis para que las emulsiones evaluadas puedan ser una práctica eficiente para el control de la erosión.

En un ensayo en el secano del Valle del Guadalquivir próximo a Sevilla, Tejada y González (2008) evaluaron el efecto de la aplicación de dos enmiendas orgánicas con una alta concentración de ácidos húmicos y fúlvicos, sobre las propiedades físicas y la pérdida de nutrientes por escurrimiento superficial en un suelo de clase textural franco arcillosa y con un gradiente de pendiente del 2%. Los tratamientos correspondieron a un testigo y a dosis crecientes de 3,5 y 7,1 Mg MO ha⁻¹ año⁻¹ para cada enmienda orgánica, los cuales fueron aplicados durante cuatro años. Dentro de las propiedades físicas evaluadas, la EA fue mayor en los tratamientos con enmienda para todos los años de medición respecto del tratamiento testigo. Sin embargo, ésta se vio incrementada mayormente a medida que aumentó la dosis de MO y tras el paso de los años, encontrándose diferencias estadísticamente significativas sólo después del segundo año de aplicación. Los resultados encontrados reflejan la importancia de realizar aplicaciones prolongadas en el tiempo si se desea lograr efectos significativos en las propiedades físicas del suelo, más aún si la enmienda o emulsión utilizada presenta una elevada concentración de las fracciones más complejas de la MO (ácidos húmicos y fúlvicos), las cuales requieren de un mayor tiempo de residencia en el suelo para ejercer su efecto estabilizante (Monnier, 1965; Six *et al.*, 2000).

Teniendo en cuenta que una mayor dosis de enmienda debiese generar mayores efectos sobre las propiedades físicas del suelo, como en el estudio señalado anteriormente, en el segundo ensayo realizado en esta investigación se llevó a cabo una evaluación de dosis de la emulsión orgánica Biocat 15[®]. Particularmente, se evaluó el efecto de estas dosis sobre algunas propiedades del suelo como la EA, la densidad aparente y el contenido de MO, no verificándose diferencias entre las dosis utilizadas para ninguna de las propiedades. Una de las explicaciones podría ser el bajo aporte de MO por hectárea que entregan tanto la dosis recomendada por el fabricante (100 L ha⁻¹) como el doble de ella (200 L ha⁻¹), equivalentes a 0,074 y 0,148 Mg MO ha⁻¹, respectivamente en cada aplicación, en especial si se comparan con los aportes comúnmente utilizados en ensayos con enmiendas orgánicas (Celik *et al.*, 2004; Tejada y González, 2006, 2008; Seguel, 2010). También se pudo deber a una baja persistencia en el tiempo de la emulsión orgánica, ya que ésta presenta particularmente menores concentraciones de ácidos húmicos-fúlvicos. Fernández (2013) evaluó el efecto de la aplicación de ácidos húmicos sobre las propiedades físicas de un suelo franco ubicado en la V Región de Chile, encontrando que la mayor acción de la emulsión evaluada se producía al mes de ser aplicada, desapareciendo su efecto al cabo de tres meses.

Aunque las propiedades físicas no se vieron modificadas, sí se observaron tendencias al analizar los coeficientes de enriquecimiento de los separados texturales del suelo. Las dosis de la emulsión orgánica Biocat 15[®] modificaron la selectividad de la erosión hídrica del suelo, con menores pérdidas de partículas de arcilla y MO. Nuevamente no se verificaron diferencias significativas entre los tratamientos, posiblemente producto de la variabilidad que suponen los análisis de escorrentía y sedimentos. No obstante, la menor pérdida de las partículas de suelo, relacionadas activamente con la fertilidad de éste al participar en el ciclo y almacenamiento de los nutrientes, tiene directa relación con el desarrollo y estabilidad de la estructura del suelo (Swift, 2001; Bronick y Lal, 2005), resultando sumamente importante en una zona con los niveles de degradación observados en esta investigación.

Por otra parte, los compuestos orgánicos de la emulsión evaluada presentan grupos alifáticos y aromáticos, que si bien pueden aumentar la EA del suelo (Mbagwu y Piccolo, 1989; Piccolo y Mbagwu, 1999; Chenu *et al.*, 2000), también pueden aumentar fuertemente la repelencia de éste al agua y disminuir las tasas de infiltración. Esta situación se pudo comprobar para las tres emulsiones orgánicas en las pruebas de infiltración realizadas en el primer ensayo, en donde para la primera fecha de medición, el tratamiento control, transcurrido los 40 minutos de medición, presentó una infiltración acumulada promedio de 11,29 mm, siendo mayor en un 11 a 36% que las emulsiones orgánicas.

La hidrofobia del suelo se relaciona con el contenido de agua de éste (De Jonge *et al.*, 1999), el que si disminuye provoca que los grupos hidrofílicos tiendan a juntarse y a exponer sus partes hidrofóbicas. Esto último se debe tener presente al utilizar emulsiones orgánicas en condiciones áridas y semiáridas, en donde las primeras lluvias de la temporada se generan en suelos con un extremadamente bajo contenido de agua, lo cual puede favorecer el escurrimiento superficial producto del aumento en la hidrofobia. Es posible que esto haya ocurrido con la mayor dosis de Biocat 15[®], tratamiento que generó cerca de

un 18% más de escurrimiento que el control para el primer evento de precipitación evaluado.

Para detener los procesos erosivos que afectan a la zona, es sin duda necesario disminuir el escurrimiento superficial para limitar la pérdida de suelo. Sin embargo, algunos autores plantean que en condiciones áridas y semiáridas la implementación de un sistema de cosecha de agua para inducir, coleccionar, almacenar y conservar la escorrentía superficial es una opción eficiente de manejo (Salazar y Casanova, 2010). Esto se debe a que las precipitaciones durante la temporada son muy escasas y no permiten acumular suficiente agua en el suelo para la producción de cultivos, por lo que su redistribución y almacenamiento en zonas específicas solucionaría este problema. Por lo tanto, si bien la emulsión orgánica Biocat 15[®] disminuyó levemente el escurrimiento acumulado para la dosis de 100 L ha⁻¹ y lo aumentó para la de 200 L ha⁻¹, respecto del tratamiento control, si esta práctica se asociara con un sistema de cosecha de agua podría resultar muy benéfico para los pequeños agricultores de la zona, que podrían cultivar en los lugares de acumulación de agua, cumpliendo a su vez con el objetivo de proteger el suelo, al limitar la pérdida de MO y arcillas, como se evidenció al determinar los coeficientes de enriquecimiento de los sedimentos.

Dentro de las emulsiones comerciales evaluadas en el primer ensayo, Water Aid[®] es una emulsión de origen sintético constituida principalmente de polímeros de polietileno. Este tipo de emulsiones han sido ampliamente utilizadas hace más de cincuenta años, con el fin de formar agregados más estables, incrementar la capacidad de almacenamiento de agua y prevenir la erosión del suelo (Bouranis *et al.*, 1995). Particularmente, respecto de la capacidad de estas emulsiones para controlar el escurrimiento superficial y la pérdida de suelo en regiones áridas y semiáridas, Ben-Hur (2006) concluye que los polímeros afectan la estabilidad del suelo de dos formas: i) adsorbiéndose sobre las partículas de arcilla, cambiando sus propiedades físico-químicas e incrementando las fuerzas de atracción entre ellas y, ii) aumentando la unión entre las partículas del suelo dentro de los agregados.

La emulsión Water Aid[®], si bien no logró diferencias significativas respecto del resto de los tratamientos, generó la mayor EA al año de medición. Llama la atención la gran capacidad que presentan los polímeros para, incluso en pequeñas dosis (aproximadamente ocho veces menor que la mayor de las emulsiones orgánicas) lograr resultados promisorios, lo que les confiere un buen potencial en el control de la erosión. Sin embargo, también hay que tener en cuenta el mayor costo de este tipo de enmiendas respecto de las de origen orgánico, aspecto clave a la hora de implementar un manejo para el control de la erosión en las Comunidades Agrícolas de la Región, ya que constituyen en la actualidad uno de los grupos humanos de extrema pobreza del país (INE, 2005).

De igual forma, no obstante todos las emulsiones lograron mayores valores para la conductividad hidráulica saturada (K_{fs}) medida con tensiointrómetro de disco, solamente Water Aid[®] presentó diferencias significativas respecto del tratamiento control, a los seis meses de medición. Esta diferencia se puede explicar por la gran capacidad que presentan los polímeros de la emulsión para absorber agua (Chen *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2005). Esta característica va a permitir que el agua se mueva con mayor facilidad hacia los polímeros y no hacia los agregados, limitando su colapso en condiciones de un humedecimiento violento, pese a presentar una baja EA en la primera fecha de medición.

El uso de este tipo de emulsiones ha sido alentador en zonas áridas y semiáridas (Levy *et al.*, 1991; Aggasi y Ben-Hur, 1992; Ben-Hur, 2001), dado principalmente por las bajas dosis requeridas, por su capacidad de reducir la formación de costras superficiales, aumentar la infiltración, reducir el escurrimiento superficial y la pérdida de suelo. No obstante, todavía se requieren estudios para determinar la persistencia en el tiempo de estas emulsiones en el suelo y en las condiciones ambientales extremas que prevalecen en la zona de estudio.

CONCLUSIONES GENERALES

Las emulsiones comerciales evaluadas en esta investigación no lograron modificar significativamente las propiedades físicas analizadas durante el año de ensayo. No obstante, mostraron tendencias que sugieren que con una aplicación prolongada de ellas en el tiempo, pueden ser consideradas para mejorar las condiciones edáficas y, de paso, controlar la degradación que la afecta. Particularmente, Biocat 15[®] mejoró la estabilidad de agregados del suelo a los seis meses, mientras que Hemicop plus[®] y Water Aid[®], lo hicieron al año.

Todas las emulsiones generaron una mayor conductividad hidráulica saturada medida en terreno que el tratamiento control para los dos tiempos de medición, siendo Water Aid[®] la que logró el mayor valor, con diferencias significativas a los seis meses de medición.

Si bien los resultados no fueron significativos, las dosis evaluadas de la emulsión Biocat 15[®] modificaron la selectividad de la erosión hídrica, presentando menores coeficientes de enriquecimiento para la MO y partículas tamaño arcilla, particularmente la mayor de las dosis empleada. Teniendo en cuenta lo anterior, asociar el uso de esta emulsión con un sistema de cosecha de agua, puede ser una estrategia eficiente de aprovechar el mayor volumen de escurrimiento, dirigiéndolo a lugares de acumulación que permitan la producción de cultivos y, al mismo tiempo, mantener la fertilidad del suelo.

Finalmente se concluye que pese a que las dosis empleadas en ambos ensayos fueron mayores que las recomendadas por el fabricante, son insuficientes para generar cambios en las propiedades físicas del suelo. Se requiere hacer más de dos aplicaciones anuales y esperar a lo menos dos temporadas para encontrar resultados estadísticamente significativos, dadas las características extremas de la zona estudiada.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agassi, M and M. Ben-Hur. 1992. Stabilizing steep slopes with soil conditioners and plants. *Soil Technology*, 5:249-256.
- Annabi, M.; S. Houot; C. Francou; M. Poitrenaud and Y. Le Bissonnais. 2007. Soil aggregate stability improvement with urban compost of different maturities. *Soil Science Society of America Journal*, 71: 413-423.
- Ben-Hur, M. 2001. Soil conditioner effects on runoff, erosion and potato yield under sprinkler irrigation with different emitters. *Agronomy Journal*, 93: 1156-1163.
- Ben-Hur, M. 2006. Using synthetic polymers as soil conditioners to control runoff and soil loss in arid and semi-arid regions—a review. *Australian Journal of Soil Research*, 44: 191–204.
- Bouranis, D.L.; A.G. Theodoropoulos and J.B. Drossopoulos. 1995. Designing synthetic polymers as soil conditioners. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 26(9-10): 1455-1480.
- Bronick, C.J. and R. Lal. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124: 3-22.
- Celik, I.; I. Ortas and S. Kilic. 2004. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil & Tillage Research*, 78: 59-67.
- Chen, P.; W. Zhang; W. Luo and Y. Fang. 2004. Synthesis of superabsorbent polymers by irradiation and their applications in agriculture. *Journal of Applied Polymer Science*, 93: 1748-1755.
- Chenu, C. ; Y. Le Bissonnais and D. Arrouays. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 1479-1486.
- De Jonge, L.W.; O. Jacobsen and P. Moldrup. 1999. Soil water repellency: effects of water content, temperature and particle size. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 437-442.
- Fernández, P. 2013. Cambio en las propiedades físicas de un suelo con camellones tratado con dos fuentes ácidas, V Región de Chile. Memoria Ingeniera Agrónoma. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 31h.
- INE (Instituto Nacional de Estadística), Chile. 2005. Población y asentamientos humanos en el ámbito de las comunidades agrícolas – Región de Coquimbo. Santiago, Chile: INE. 58p.
- Mbagwu, J.S.C. and A. Piccolo. 1989. Changes in soil aggregate stability induced by amendment with humic substances. *Soil Technology*, 2: 49-57.

- Monnier, G. (Ed.). 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. Thèse de la faculté des sciences de Paris. Paris, Francia. 140p.
- Levy, G.J.; M. Ben-Hur and M. Agassi. 1991. The effect of polyacrylamide on runoff, erosion and cotton yield from fields irrigated with moving sprinkler systems. *Irrigation Science*, 12: 55-60.
- Li, A.; J. Zhang and A. Wang. 2005. Synthesis, characterization and water absorbency properties of poly(acrylic acid)/sodium humate superabsorbent composite. *Polymers for Advanced Technologies*, 16: 675-680.
- Piccolo, A. and J.S.C Mbagwu. 1999. Role of hydrophobic components of soil organic matter in soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 1801-1810.
- Salazar, O. and M. Casanova. 2010. Runoff water harvesting as a strategy for increasing agricultural production on hillslope areas in arid and semiarid zones. (pp. 1-39). In: Carrey, D.M. (Ed). Water recycling and water management. NOVA Editorial. 280p.
- Seguel, O. 2010. Enmiendas orgánicas: alternativas de utilización en los valles de Copiapó y el Huasco. (pp. 61-92). En: Baginsky, C.; O. Seguel y A. Contreras (Eds). Impacto de la utilización de cultivos y enmiendas orgánicas sobre la funcionalidad del suelo. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 122p. (Serie Ciencias Agronómicas. N°17).
- Six, J.; E.T. Elliott and K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*, 32: 2099-2103.
- Swift, R.S. 2001. Sequestration of carbon by soil. *Soil Science*, 166: 858-871.
- Tejada, M. and J.L. González. 2006. The relationships between erodibility and erosion in a soil treated with two organic amendments. *Soil & Tillage Research*, 91: 186-198.
- Tejada, M. and J.L. González. 2008. Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality. *Geoderma*, 145: 325-334.

APÉNDICE I

Descripción morfológica del perfil de suelo

Horizonte	Profundidad (cm)	
A	0 - 6	Pardo muy oscuro (7.5YR 2,5/3); arena francosa gravosa; bloques subangulares finos a medios moderados; ligeramente adhesivo y moderadamente plástico; raíces finas comunes; poros finos moderados y medios comunes; gravas finas (20%); límite lineal, abrupto.
B _w	6 - 18	Pardo amarillento oscuro (10YR 3/6); franco arcillo arenosa gravosa; bloques subangulares medios a gruesos muy fuertes; moderadamente adhesivo y ligeramente plástico; raíces muy finas escasas; poros muy finos y finos comunes; gravas medias (30%); límite ondulado, claro.
C ₁	18 - 44	Pardo fuerte (7.5YR 5/8); arcillo arenosa muy gravosa; macizo; moderadamente adhesivo y moderadamente plástico; poros finos escasos; gravas finas y medias (50%); límite lineal, claro.
C ₂	44 - 67 y +	Pardo fuerte (7.5YR 5/8); macizo; saprolito de batolito muy meteorizado.