

# Efectos de diferentes tipos de vegetación mediterránea sobre la hidrología y la pérdida de suelo

Pablo García Estríngana



**Tesis doctoral 2011**

 Universidad  
de Alcalá  
Departamento de Ecología





Universidad  
de Alcalá

DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA

**Efectos de diferentes tipos de vegetación  
mediterránea sobre la hidrología  
y la pérdida de suelo**

**Memoria presentada para optar al grado de  
Doctor por la Universidad de Alcalá**

**Pablo García Estríngana**

**Director:  
Jesús Alegre Álvaro**

**Alcalá de Henares, Julio de 2011**







**Jesús Alegre Álvaro, Investigador del Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural,  
Agrario y Alimentario (IMIDRA),**

**Hace constar:**

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado “**Efectos de diferentes tipos de vegetación mediterránea sobre la hidrología y la pérdida de suelo**”, ha sido realizado bajo su dirección por D. Pablo García Estríngana en el Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA), y reúne todos los requisitos necesarios para su aprobación como Tesis Doctoral.

Alcalá de Henares, a 24 de junio de dos mil once.

Dr. Jesús Pedro Alegre Álvaro  
DIRECTOR DE LA TESIS



**JULIO A. CAMARGO BENJUMEDA**, Profesor Titular y Director del Departamento de Ecología de la Universidad de Alcalá,

**HACE CONSTAR:**

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado “**Efectos de diferentes tipos de vegetación mediterránea sobre la hidrología y la pérdida de suelo**”, ha sido realizado por D. Pablo García Estríngana dentro del Programa de Doctorado Cambio Global y Desarrollo Sostenible (R.D. 778/1998) coordinado por el Departamento de Ecología de la Universidad de Alcalá, reúne todos los requisitos necesarios para su aprobación como Tesis doctoral.

Alcalá de Henares, 14 de Julio de 2011



A mis padres,  
a María y a mi hija Sara





*No conozco a la mitad de ustedes,  
ni la mitad de lo que querría,  
y lo que yo querría es menos de la mitad  
de lo que la mitad de ustedes merece.*

**Bilbo Bolsón**

Personaje de la novela "El Señor de los Anillos",  
escrita por J.R.R. Tolkien



## Agradecimientos

El camino para realizar la tesis doctoral ha sido un verdadero camino de descendimiento. Las dificultades técnicas, las pérdidas de datos, la “terapia del boli rojo”,... son una constante en el día a día de un doctorando, pero sin duda alguna el enemigo más peligroso es uno mismo. Son numerosas las ocasiones en las que he pensado que la tesis no llegaría a su fin. La tesis me ha permitido conocerme un poquito más: he descubierto muchas debilidades, pero hoy me doy cuenta de que es maravilloso tenerlas y necesitar de la ayuda de los demás para superarlas. Poder escribir las últimas líneas de la tesis doctoral es un motivo de inmensa alegría, que quisiera compartir con todos los que me han ayudado y me han querido.

Quiero comenzar agradeciendo a todo el equipo de trabajo de hidrología y erosión del IMIDRA. Su trabajo y dedicación han permitido que esta tesis saliera adelante. Quiero agradecer la acogida que tuve por parte de Nieves Alonso, sus consejos y especialmente quiero agradecer el momento en el que se hizo cargo del barco cuando Jesús pasó aquellos meses tan difíciles. Esta tesis es tan mía como de Alfredo Cuevas, Ramón Moreno y Araceli Hernández. Sin las “manitas” y la “cabecita” de Alfredo nos habría costado mucho más construir las parcelas de interceptación, simular la lluvia, etc. Sin los mimos que Ramón dio a los arbustos poco habríamos logrado. Sin la paciencia de Araceli sentada sobre una mesa analizando cobertura, poco habríamos conseguido conocer de esta peculiar variable. También quiero agradecer el entusiasmo y dedicación de Jorge, José Luis, Esther, Pilar, Ana y Rubén, alumnos de prácticas que han dejado huella en esta tesis.

No me quiero olvidar del otro “pulmón” del grupo, los doctores Ramón Bienes y María José Marqués, al primero por sus sabios consejos y a la segunda por su esfuerzo, sacrificio e ilusión contagiosa, y a ambos por el cariño que siempre me han mostrado. Y cómo no, quiero dar las gracias a Luis Jiménez, tú me introdujiste en el mundo de los “terrones” y las “gotitas” y siempre te estaré agradecido por ello: fue un honor compartir ciencia contigo amigo. Gracias también a Raquel, Carolina y a Marta, la “benjamina” del grupo. ¿Quién me falta, quién me falta...? El Director, Don Jesús Alegre: gracias Jesús por esta oportunidad que me has dado, por no abandonarme nunca, ni cuando la salud te faltó, ni cuando nuestras vidas laborales comenzaron a separarse. Has sido fiel a tu compromiso y por eso te doy las gracias. Siempre te recordaré poniendo en duda teorías, buscando y leyendo bibliografía (¡hasta en el hospital!), discutiendo con maestría, dibujando estructuras y bocetos de la futura caja de interceptación en las servilletas de la cafetería”, mientras tomábamos el café: la investigación fluye por tus venas. Gracias por enseñarme tantas cosas.

Quiero continuar dando las gracias a los becarios del IMIDRA, por la amistad que se ha forjado a lo largo de todos estos años, por vuestros ánimos tanto en la etapa que compartimos juntos, como cuando llegó el momento de separarnos. Bien sabéis vosotros, que sin vuestra ayuda jamás habría llegado este momento: Elena, Inma, Alicia, Irene, Sonia, Estela, “Lauras”, Emi, Gerardo, Luis, Jesús, Sandra, Yolanda, Lara, Eva, María, Carol, Noe,... Mil gracias. Siempre tendré un pedacito de mi corazón pintado de naranja. También quiero agradecer al resto de compañeros de El Encín, de una manera muy especial al “Laboratorio Revelación”, es decir, al de suelos: Antonio, Nely, Luis y Héctor, gracias por los buenos momentos que vivimos juntos. También quiero agradecer al grupo de Embriogénesis somática y cultivo “in vitro” dirigido por Mariano Toribio y Cristina Celestino, por permitir que les “robara” a Jesús Alegre de cuando en cuando, por su “apadrinamiento” moral y técnico. También quiero agradecer a Hermi y Lola, las reinas de la cafetería, por el gran cariño que siempre me han mostrado.

Deseo aprovechar estas líneas para agradecer la ayuda prestada por otros equipos de investigación, de una manera especial a los doctores Francisco Belmonte y Asunción Romero, de la Universidad de Murcia, por “abrirnos” la puerta de sus trabajos y enseñarnos la técnica para medir los flujos de interceptación en arbustos. También quiero agradecer al doctor Artemi Cerdà por sus sabios consejos y sobre todo por su ánimo constante para que la tesis llegara a buen puerto.

Y cómo no, quiero dar las gracias al grupo de Hidrología Superficial y Erosión del IDAEA-CSIC. Gracias por darme la oportunidad de seguir investigando, por ayudarme a terminar la tesis: vuestros consejos y correcciones me han ayudado a poner el punto final. Pero sobre todo quiero daros las gracias por hacerme sentir como en casa, pero esto os lo quiero decir en catalán: Francesc, Pilar, Jérôme, Nuria, María, Antonio, Montse, Guillaume y Gusman, moltes gràcies pel vostre acolliment i fer-me sentir en Barcelona com en la meva casa. Moltes gràcies.

Quiero agradecer también el esfuerzo de Joan Jorquera, autor de las ilustraciones del capítulo 6 y autor de la portada de esta tesis. Asimismo quiero agradecer la labor de revisión del documento final a Beatriz García, Elena Carneros y Sonia García. También quiero agradecer la asistencia en tareas de campo de Cristina García, José Miguel Merino, mis padres, hermano y María.

Nada de esto hubiera sido posible sin mis padres, Julián y Elvira. A vosotros, que sabéis bien todo lo que he sufrido, os quiero dar las gracias, por apoyarme a pesar de todas mis caídas. Hoy es un día de alegría papás, gracias por creer en mí. También quiero dar las gracias a mi hermana Yolanda y a Jesús, y a esos preciosos sobrinos que tengo, María y Jorge. También quiero dar las gracias a mi hermano Alberto, tú también sabes lo mucho que he sufrido. Gracias Alberto por existir: sin ti no me hubiera dado cuenta de lo maravillosa que es la vida. GRACIAS. Quiero recordar en estas líneas a mi abuelo Ángel, a la tía Floren, a mis abuelos Eugenio y Satur y a mi tío Julio: gracias por vuestro ejemplo de esfuerzo, sacrificio y servicio. Espero que desde el cielo podáis compartir esta alegría. Y a ti, abuela Antonia, por el ejemplo de vitalidad que nos das todos los días. También quiero agradecer a la familia de María, por su constante apoyo a la causa.

Quiero agradecer a las comunidades de las parroquias de Santa María Micaela (Guadalajara) y la comunidad de las Santas Juliana y Semproniana (Barcelona). Gracias por arroparme y estar conmigo en los momentos más negros. Sé que hoy estaréis muy contentos de que la tesis sea una realidad. A todos mis amigos, Jose, mi amigo del alma, Paula, Juanjo, Juan, Sedano, Pitu, Alfonso, a los “ungulados” de Ciencias Ambientales: Mariano, por su guía y ayuda para estructurar la memoria final de la tesis, a Luis, a Juanjo, a Alberto y a Carlos. Mil gracias a todos.

Y quiero terminar dando las gracias a María: técnico de campo, psicóloga, revisora, editora,... ¿qué no has hecho tú por mí? Todavía recuerdo con cariño los días que me acompañabas al campo a ver cómo estaban las parcelas. Y cómo olvidar este último sprint final. Qué mal lo hemos pasado, ¿verdad? Pero todo llega a su fin y esta tesis está aquí gracias a ti. Gracias María por acompañarme en las alegrías y en las penas, en la riqueza y en la pobreza, en la salud y en la enfermedad. Sin duda, en este camino hemos recibido del cielo el mejor regalo, nuestra hija Sara. A ti, mi pequeña, también te quiero dar las gracias. A pesar de que no te dieras cuenta, una sonrisa tuya me daba fuerzas para continuar. Gracias por haber venido a nuestras vidas.







## Resumen

El abandono de la actividad agraria afecta a extensas superficies de la cuenca Mediterránea. Es un cambio de uso del suelo que de forma inmediata incrementa el riesgo de erosión durante el establecimiento de una nueva cubierta vegetal, y a medio y largo plazo repercute sobre la hidrología. Entender la mecánica es clave para evaluar y controlar los efectos de un proceso, en el que las características de la vegetación y la dinámica de la recolonización tienen una importancia capital. La vegetación herbácea (pastizal) es la primera que coloniza el suelo y después van apareciendo arbustos, vegetación muy importante en la región Mediterránea por la cantidad de terreno que ocupan y por su gran diversidad. Siendo el agua un recurso escaso, el suelo sensible a la erosión y la proliferación de matorrales tan abundante parece necesario evaluar de manera integrada los efectos del cambio del tipo de vegetación, especialmente de este tipo de cubiertas vegetales que están poco caracterizadas.

El objetivo de esta tesis doctoral es determinar los efectos del abandono de la actividad agraria sobre los fenómenos hidrológicos y erosivos en una zona de clima mediterráneo-frío del centro de la Península Ibérica, y abordar la caracterización de la vegetación arbustiva mediterránea desde el punto de vista de sus efectos sobre la escorrentía, la infiltración, los flujos de interceptación y la pérdida de suelo.

Para caracterizar los efectos del pastizal y de cuatro especies de arbustos (*Dorycnium pentaphyllum*, *Colutea arborescens*, *Medicago strasseri* y *Retama sphaerocarpa*) sobre la generación de escorrentía y la pérdida de suelo se realizaron 2 ensayos de diferente escala.

En parcelas de 1 m de diámetro y con lluvia simulada de alta intensidad, se ha puesto de manifiesto la efectividad del pastizal para reducir al mínimo la erosión laminar tan solo seis meses después del abandono. En cambio su capacidad para regular la escorrentía es menor y tarda mucho más en desarrollarse. Un año y medio después del abandono, la tasa de escorrentía en el pastizal continua siendo moderadamente alta ( $20.8 \text{ mm h}^{-1}$ ). Los arbustos son muy efectivos tanto en la protección del suelo como en la regulación de la escorrentía, excepto *R. sphaerocarpa* con valores moderados. Este trabajo en pequeña parcela ha permitido separar los efectos directos, asociados a la presencia de la cubierta aérea de la vegetación, y los indirectos, asociados a los cambios que la vegetación ha provocado en el suelo. Los efectos protectores del pastizal desaparecen casi en su totalidad cuando se pierde la cubierta aérea, mientras que los de los arbustos permanecen durante algún tiempo por los profundos y complejos cambios que provocan en el suelo.

En parcelas USLE de 20 metros de longitud por 4 metros de ancho y con lluvia natural se han analizado los efectos de una revegetación con tres especies de arbustos (*D. pentaphyllum*, *C. arborescens* y *M. strasseri*) y su relación con las características de la precipitación. Los arbustos tardan casi tres años en reducir la pérdida de suelos a niveles mínimos y en regular la generación de escorrentía, siendo muy efectivos a partir de este período, en especial para los eventos erosivos de alta intensidad. La escala del experimento tiene poca influencia sobre los resultados si estos se expresan en términos relativos, como proporción de lo que sucede en el suelo desnudo, en especial para eventos de elevada intensidad.

Se ha desarrollado una segunda línea de trabajo para caracterizar los efectos de los arbustos sobre los procesos de interceptación y redistribución de la precipitación. La capacidad de almacenamiento, parámetro clave en los modelos de interceptación, y el flujo de escorrentía cortical se han determinado en nueve especies arbustivas empleando dos técnicas de laboratorio, la simulación de lluvia ( $13 \text{ mm h}^{-1}$ ) y la inmersión de la vegetación en agua. Los resultados ponen de manifiesto que los arbustos pueden almacenar grandes volúmenes de precipitación y que la variabilidad interespecifica es elevada para la capacidad de almacenamiento (de 0.35 mm a 3.24 mm) y para la escorrentía cortical (de 3.8% a 26.4%). Existe una gran influencia de los detalles anatómicos (pubescencia, rigidez de las ramas, ángulo de inserción de las hojas y ramas) en la capacidad de almacenamiento y en la escorrentía cortical. El método de inmersión subestima la capacidad de almacenamiento, y lo hace de forma diferente para cada especie.

Se ha realizado un segundo experimento para medir las pérdidas por interceptación, la escorrentía cortical y la trascolación en condiciones reales de precipitación en *D. pentaphyllum*, *C. arborescens*, *M. strasseri* y *R. sphaerocarpa*. Para ello se ha empleado una adaptación de la caja de interceptación de Belmonte Serrato y Romero Díaz con registro automático de los flujos de interceptación en campo. Las pérdidas por interceptación oscilaron entre el 10% de *R. sphaerocarpa* y el 43% de *M. strasseri*. Los porcentajes de escorrentía cortical oscilaron entre el 7% de *M. strasseri* y el 20% de *R. sphaerocarpa*. Las pérdidas y la escorrentía cortical fueron muy variadas y en algunos casos superiores a los de la vegetación arbórea. A nivel hidrológico el factor biótico más determinante de variabilidad es la especie, y resulta difícil de modelizar. El volumen de precipitación es el factor abiótico más importante. Afecta al volumen y a la proporción de pérdidas por interceptación y escorrentía cortical. Ambos flujos se incrementan en valor absoluto con el volumen de precipitación, pero cuando se expresan en porcentaje de la precipitación la escorrentía cortical crece y las pérdidas decrecen, ambas de forma logarítmica hasta alcanzar un umbral "estabilizado", a partir de los 10 mm de precipitación, que es diferente para cada especie. En una zona climática donde la mayoría de los eventos de lluvia aportan entre 0 y 10 mm, las pérdidas y la escorrentía cortical varían para cada evento y especie vegetal y resultan más difíciles de predecir. Los eventos de precipitación superior a 10 mm, aunque poco frecuentes, son determinantes para la disponibilidad de agua de las especies que adoptan la escorrentía cortical como mecanismo de adaptación a la aridez.

Los resultados de esta tesis doctoral ponen de manifiesto que tras el abandono del cultivo el riesgo de erosión laminar se limita a los seis primeros meses. Después los riesgos de erosión están asociados a que el pastizal es poco efectivo regulando la generación de escorrentía, y a que sus efectos son efímeros por estar asociados a la cubierta aérea. Los arbustos tardan casi 3 años en proteger el suelo, pero una vez que lo hacen inducen cambios profundos que afectan a la generación de escorrentía incluso cuando la cubierta aérea desaparece. Los arbustos pueden tener una elevada capacidad de almacenamiento y generar pérdidas por interceptación tan elevadas si son capaces de formar comunidades densas. Por tanto pueden afectar a la disponibilidad de agua en una región donde es un recurso escaso. La variabilidad asociada al "tipo de arbusto" tiene entidad suficiente como para ser considerada a nivel de gestión. *R. sphaerocarpa*, el arbusto más característico de los pastizales que colonizan el suelo tras el abandono de la agricultura en el centro de España, tiene una capacidad de protección del suelo moderada, pero complementa los efectos del pastizal y apenas genera pérdidas por interceptación. En una región amenazada por la erosión hídrica y con escasez de agua, es fundamental caracterizar especies arbustivas que formen comunidades lo suficientemente densas como para proteger el suelo, pero sin poner en peligro los recursos hídricos.

## Abstract

Large areas of the Mediterranean basin are affected by land abandonment. Erosion risk is immediately increased and remains until a new vegetation cover develops. Hydrology is affected by this land use change process in the mid- and long-term. Vegetal characteristic and re-colonization dynamics are of paramount importance for a correct understanding of this process in order to assess and control their effects on soil and hydrology. Herbaceous vegetation is the first step towards colonizing soil, forming grasslands, appearing over time shrub specimens, being of great importance in the Mediterranean region due to their diversity and the vast areas they occupy. The effects of these abundant vegetation types should be analyzed from an integrated perspective as water is a scarce resource and soil erosion risk is high, yet these types of vegetation are poorly characterized.

The objective of this Doctoral Thesis is to assess the effects of land agricultural abandonment over hydrologic and erosive processes in a cool-Mediterranean climate region in the center of the Iberian Peninsula, and to characterize the effects of different Mediterranean shrub vegetation over runoff, infiltration, interception fluxes and soil loss.

Two experiments at different scales were carried out in order to characterize the effects of grasslands and those of four shrub species (*Dorycnium pentaphyllum*, *Colutea arborescens*, *Medicago strasseri* and *Retama sphaerocarpa*) over runoff generation and soil loss.

A high intensity simulated rainfall experiment applied over a one-meter diameter plot has shown the effectiveness of grasslands being able to minimize sheet erosion just six months after land abandonment. Nevertheless, their effects on runoff regulation were less marked. At 18 months after land abandonment, the runoff rate continued to be moderately high (20.8 mm h<sup>-1</sup>). The shrub vegetation is very effective in controlling the runoff and soil loss rates, except *R. sphaerocarpa* with a moderate influence. This small-scale experiment has allowed to separate direct and indirect effects, the first ones associated to aerial cover presence, and the latter ones to the changes induced in soil properties. The grassland protection effects practically disappear when the aerial cover is lost, whereas the effects of shrubs persist for a long time due to the complex and deep changes induced on soil properties.

A shrub revegetation experiment has been realized in USLE plots (20 meter length and 4 meters width) in order to assess the influence of three shrub species (*D. pentaphyllum*, *C. arborescens* and *M. strasseri*) on soil loss and runoff generation. These variables have been measured under natural rainfall in order to assess the relationships between these variables and the rainfall properties. The shrub vegetation takes nearly three years to minimize soil loss and regulate the runoff generation, being very effective after this period. Results point out that effectiveness is greater under high intensity erosive events. The scale of the experiment has little influence on results when these are expressed in relative terms as a proportion of what happens on bare soil, especially under high intensity rainfall.

A second line of work has been developed in order to characterize the influence of the shrub vegetation on the rainfall interception processes. An experiment has been carried out to determine the water storage capacity, a key parameter for the rainfall interception models, and stemflow for nine shrub species using two different laboratory techniques, rainfall simulation (13 mm h<sup>-1</sup>) and immersion of plants on water. Results have revealed that shrubs store high rainfall volumes and that interspecific variability is high for water storage capacity (from 0.35 mm to 3.24 mm) and for stemflow percentages (from 3.8% to 26.4%). Some anatomic characteristics (the leaf pubescence, the branch rigidity and the insertion angles of leaves and branches) have a great influence on water storage capacity and stemflow. The immersion method underestimates water storage capacity in a different way for each species.

A second experiment has been realized for measuring rainfall interception losses, stemflow and throughfall for *D. pentaphyllum*, *C. arborescens*, *M. strasseri* and *R. sphaerocarpa* under natural rainfall. An adaptation of the "interception flow collection box" designed by Belmonte Serrato and Romero Díaz has been used in field experiments to automatically measure rainfall interception fluxes. Results indicate that interception losses change from 10% for *R.*



*sphaerocarpa* to 43% for *M. strasseri* and stemflow varies between 7% for *M. strasseri* and 20% for *R. sphaerocarpa*, showing a great variability in both fluxes with some higher values than those commonly observed for tree vegetation. The species and the rainfall volume have been identified respectively as the more significant biotic and abiotic factors that are more influential to rainfall interception fluxes. Interception losses and stemflow varies with rainfall volume. Both of which increase their absolute values as rainfall volume increases. However, when they are expressed in relative terms, a logarithmic increase has been identified for stemflow, and a logarithmic decrease has been observed for interception losses, reaching a threshold value for rainfall volumes greater than 10 mm. Threshold values depend on the shrub species. Interception losses and stemflow vary greatly in this region, being difficult to predict because the rainfall events smaller than 10 mm are the more frequent ones and there is a great variety of shrub species. Rainfall events greater than 10 mm are less frequent but they are key events for species having an adaptation mechanism to aridity based on stemflow promotion, as these species store high water volumes in deep soil layers during these events.

The results of this Doctoral Thesis highlight that risk of sheet erosion is limited to the six first months after land abandonment. After this critical period, the erosion risk is due to the low efficiency of grasslands in runoff regulation and to the fact that the effects of this vegetation type are ephemeral and disappear when the canopy cover is lost. Shrubs take almost three years to minimize soil erosion, but once they do, important changes in soil properties are induced, increasing infiltration capacity that remains although canopy cover is lost. Nevertheless, shrub species can store high water volumes generating important interception losses when they are able to form dense communities, affecting the water availability in a region where water is a scarce resource. The variability associated to "kind of shrub" is so important that species could be considered at the management level. *R. sphaerocarpa*, the most characteristic shrub which is proliferating in Mediterranean grasslands in central Iberian Peninsula, shows low interception losses and a moderate soil protection capacity, being an optimal shrub species for complementing the protection effects of grassland without affecting the rainfall volume reaching the soil. The high erosion risk and the scarcity of water make necessary an integral characterization of shrub species. This kind of vegetation protects the soil when form dense communities, but it is necessary to know the effects over the rainfall interception fluxes in order to not endanger available water resources.





# Indice

## Capítulo 1. Introducción general

Introducción general.....	3
Antecedentes y estado actual del tema .....	3
Área de estudio.....	13
Objetivos e hipótesis.....	15
Estructura de la memoria de tesis e instituciones vinculadas .....	17
Referencias.....	19

## Capítulo 2. Efectos directos e indirectos de la vegetación Mediterránea sobre la escorrentía y la pérdida de suelo

Introduction .....	36
Materials and methods.....	36
Results and discussion .....	40
Conclusions .....	46
References.....	47

## Capítulo 3. Control de la escorrentía y la pérdida de suelo por vegetación arbustiva mediterránea a escala de parcela

Introduction .....	56
Materials and methods.....	57
Results and discussion .....	59
Conclusions .....	66
References.....	67

## Capítulo 4. Capacidad de almacenamiento, escorrentía cortical y canalización de la lluvia en arbustos Mediterráneos

Introduction .....	76
Materials and methods.....	76
Results and discussion .....	78
Conclusions .....	86
References.....	87

**Capítulo 5.** Efectos de diferentes arbustos Mediterráneos sobre los flujos de interceptación: experimentos en campo

Introducción.....	96
Materiales y métodos .....	98
Resultados y discusión.....	103
Conclusiones.....	119
Referencias.....	121

**Capítulo 6.** Síntesis y conclusiones

Síntesis general.....	129
Conclusiones.....	135

**Anexo 1.** Calibración de un simulador de lluvia para estudios de degradación del suelo

Introducción.....	144
Materiales y métodos .....	144
Resultados y discusión.....	146
Conclusiones.....	147
Referencias.....	147

**Anexo 2.** Una modificación de la técnica “Interception Flow Collection Box” para la determinación de los flujos de interceptación en arbustos

Introducción.....	156
Referencias.....	159

**Anexo 3.** Determinación de la cobertura del suelo en ensayos de pequeña parcela: una comparación de métodos

Introducción.....	166
Materiales y métodos .....	166
Resultados y discusión.....	168
Referencias.....	170



## Indice de tablas:

<b>Tabla 1.1</b> .....	13
Propiedades generales del suelo	
<b>Table 2.1</b> .....	37
General soil properties	
<b>Table 2.2</b> .....	39
Mean values obtained in Experiment 1 for precipitation volume ( $V_0$ ) and time (t) needed for the start of runoff, stabilized runoff (R), soil loss (Er), sediment load (Sc) and total soil cover (C%)	
<b>Table 2.3</b> .....	40
Mean values obtained in Experiment 2 for precipitation volume ( $V_0$ ) and time (t) needed for the start of runoff, stabilized runoff (R), soil loss (Er), sediment load (Sc) and total soil cover (C%).	
<b>Table 2.4</b> .....	45
Characteristics of shrub plots: mean values (and standard error in brackets) for total soil cover (C%), canopy cover (A), diameter (D), height (h), volume (V), fresh total biomass (FTB), fresh leaf biomass (FLB), biomass density (FTB V-1 and FLB V-1) and superficial density (FTB A-1 and FLB A-1); there were six replicates per treatment.	
<b>Table 2.5</b> .....	46
Relationships between the characteristics of shrub cover and hydrological and soil loss characteristics for all shrubs.	
<b>Table 3.1</b> .....	57
General soil properties	
<b>Table 3.2</b> .....	60
Changes in mean individual height (H), diameter (D) and canopy cover recorded during the first three years (establishment period). <i>C. arborescens</i> (CA), <i>M. strasseri</i> (MS) and <i>D. pentahpyllum</i> (DP). Values represent the mean $\pm$ standard error.	
<b>Table 3.3</b> .....	62
Monthly rainfall (mm) and mean annual precipitation for the 1999-2005 period	
<b>Table 3.4</b> .....	62
Characteristics of the erosive events and effects recorded in the bare soil. Duration, rain depth, mean rain intensity (I), kinetic energy (E), the maximum 30 minute rain intensity ( $I_{30}$ ), the maximum 5 minute rain intensity ( $I_5$ ), the maximum instant rain intensity ( $I_0$ ), runoff coefficient, total soil loss ( $SL_T$ ) and solids in suspension ( $SL_R$ ).	

<b>Table 3.5.</b> .....	62
Pearson's correlation coefficients calculated between total soil loss ( $SL_T$ ) or solids in suspension ( $SL_R$ ) and the characteristics of the erosive events. Rain depth, runoff, kinetic energy ( $E$ ), the maximum 30 minute rainfall intensity ( $I_{30}$ ), USLE erosivity index ( $EI_{30}$ ), USLE-M erosivity index ( $R \times EI_{30}$ ), the maximum instant intensity ( $I_0$ ).	
<b>Table 3.6.</b> .....	64
Analysis of variance of the runoff and soil loss values recorded during the plant establishment and experimental periods. Mean values per event of runoff ( $R$ ), total soil loss ( $SL_T$ ) and solids in suspension ( $SL_R$ ) recorded for each cover type and year and significance levels of the effects of cover type (CA, <i>C. arborescens</i> ; DP, <i>D. pentaphyllum</i> ; MS, <i>M. strasseri</i> ; and BS, bare soil), year and the interaction cover type x year.	
<b>Table 3.7.</b> .....	65
Runoff ( $R$ ) and total soil losses ( $SL_T$ ) recorded for each treatment (BS, bare soil; MS, <i>M. strasseri</i> ; DP, <i>D. pentahpyllum</i> ; CA, <i>C. arborescens</i> ) during the entire experimental period (overall), and each of the four years, and proportions (%) of runoff attributable to the period 2003-2004 and to the full set of five erosive events.	
<b>Table 4.1.</b> .....	79
Characteristics of studied shrubs: mean values for height ( $H$ ), basal diameter (BD), canopy projection area determined from the mean diameter ( $A$ ) and measured on orthogonal photographs ( $A_0$ ), leaf area index (LAI), fresh total biomass (FTB), fresh leaf biomass (FLB), fresh stem biomass (FSB), superficial density: $FTB/A_0$ and branch angle. <i>D. pentaphyllum</i> (DP), <i>M. strasseri</i> (MS), <i>C. arborescens</i> (CA), <i>R. sphaerocarpa</i> (RS), <i>C. ladanifer</i> (CL), <i>C. albidus</i> (CAI), <i>R. officinalis</i> (RO), <i>L. latifolia</i> (LL), <i>C. zeelandia</i> (CZ).	
<b>Table 4.2.</b> .....	80
Water storage capacity per surface unit using as reference the canopy projection area measured on orthogonal photographs ( $S_{A0}$ ) and determined from the mean diameter ( $S_A$ ) stemflow (SF%) and funnelling ratio (FR) for <i>D. pentaphyllum</i> (DP), <i>M. strasseri</i> (MS), <i>C. arborescens</i> (CA), <i>R. sphaerocarpa</i> (RS), <i>C. ladanifer</i> (CL), <i>C. albidus</i> (CAI), <i>R. officinalis</i> (RO), <i>L. latifolia</i> (LL), <i>C. zeelandia</i> (CZ).	
<b>Table 4.3.</b> .....	81
Relationship between the characteristics of shrub cover and hydrologic parameters for all shrubs. Correlation coefficients ( $R$ ) between the absolute water storage capacity ( $S$ ), the water storage capacity per surface determined from the mean diameter ( $S_A$ ), stemflow in liter per plant (SF), stemflow as the percentage on the incident rainfall on the orthogonal projection area of the canopy (SF%), funnel ratio (FR) and height ( $H$ ), basal diameter (BD), the canopy projection area measured on orthogonal photographs ( $A_0$ ), leaf area index (LAI), fresh total biomass (FTB), fresh leaf biomass (FLB), fresh stem biomass (FSB), superficial density ( $FTB/A_0$ ) and branch angle.	

<b>Tabla 5.1</b> .....	101
Características de los arbustos empleados en los ensayos de interceptación. Valores medios de todo el período de ensayo ( $\pm 1$ Error estándar) de la altura media (H), el diámetro basal (Db), el área de proyección ortogonal determinada a partir del diámetro medio de la copa (A) y de su valor real ( $A_0$ ), de la biomasa fresca total (BFT) y del ángulo de las ramas (Ángulo).	
<b>Tabla 5.2</b> .....	105
Clasificación de los eventos de lluvia en función de su volumen de precipitación (P) y su intensidad media (I). N = número de eventos (N), $\sum P$ = suma de la precipitación aportada.	
<b>Tabla 5.3</b> .....	105
Valores de precipitación mensual (mm) registrados en el área de estudio entre 1999 y 2007	
<b>Tabla 5.4</b> .....	105
Características estacionales de los eventos registrados durante el período de estudio. Número de eventos (N), volumen total de precipitación recogido, duración media (D), Precipitación media (P), intensidad media (I), intensidad instantánea máxima media ( $I_{max}$ ), temperatura media del aire (T) y humedad relativa media del aire (HR).	
<b>Tabla 5.5</b> .....	107
Características de los 20 eventos de precipitación seleccionados para el estudio de los flujos de interceptación: volumen de precipitación (P), Duración del evento (D), Intensidad media (I), Intensidad instantánea máxima ( $I_{max}$ ), temperatura del aire (T) y humedad relativa del aire (HR).	
<b>Tabla 5.6</b> .....	109
Coeficientes de correlación de Pearson entre los flujos de interceptación, en valor absoluto y en valor relativo, y los factores abióticos (volumen de precipitación, P, intensidad media, I, intensidad instantánea máxima $I_{max}$ , temperatura, T, y humedad relativa del aire, HR) y bióticos (altura media, h, diámetro basal , $D_b$ , área de proyección ortogonal determinada a partir del diámetro medio de la copa, A, y determinada a partir de fotografía ortogonal, $A_0$ , biomasa fresca total, BFT, y ángulo de las ramas, Ángulo). TR = trascolación, EC = escorrentía cortical, I = pérdidas por interceptación.	
<b>Tabla 5.7</b> .....	113
Relación entre el logaritmo neperiano de la precipitación (P, mm) registrada en cada evento de lluvia y los flujos de interceptación (%) obtenidos en cada uno de los arbustos. TR = trascolación, EC = escorrentía cortical, I = pérdidas por interceptación.	
<b>Tabla 5.8</b> .....	113
Flujos de interceptación, expresados como porcentaje de precipitación bruta (Trascolación, TR, Escorrentía Cortical, EC, y pérdidas por interceptación, I) para las diferentes especies, en función del volumen de precipitación (P).	

<b>Tabla 5.9.</b> ....	118
Estimación de las pérdidas por interceptación (I) y de la escorrentía cortical (EC) que se hubieran producido durante el período 09/07/2001-31/10/2002 y 19/10/2003-21/04/2007 para las distintas especies ( <i>R. sphaerocarpa</i> , RS, <i>C. arborescens</i> , CA, <i>D. pentaphyllum</i> , DP, <i>M. strasseri</i> , MS) en función de los valores obtenidos en el presente trabajo. Estos flujos se estimaron en función del volumen de precipitación de los eventos ( $P \leq 10$ mm y $P > 10$ mm) y teniendo en cuenta los eventos que no alcanzaron el umbral de precipitación necesario para generar escorrentía cortical ( $V_{0EC}$ )	
<b>Tabla 5.10.</b> ....	120
Comparación de los ensayos de laboratorio y de campo. Capacidad de almacenamiento (S) y escorrentía cortical (EC) medida en laboratorio con una precipitación simulada de 13 mm, frente al volumen de precipitación necesario para que se inicie la escorrentía cortical ( $V_{0EC}$ ), las pérdidas por interceptación (I) y la escorrentía cortical (EC) observadas en condiciones naturales para eventos mayores de 10 mm.	
<b>Tabla A1.1.</b> ....	147
Coeficientes de uniformidad de Christiansen (1942) de los distintos ensayos para las boquillas ardí, D4, 90 y 115 a diferentes presiones y alturas.	
<b>Tabla A1.2.</b> ....	147
Energía cinética calculada para el simulador de lluvia y para lluvias naturales de las estaciones donde se emplea el simulador.	

## Indice Figuras:

<b>Figura 1.1.</b> .....	14
Estación experimental de Guadalajara, Centro de la Península Ibérica, situada en una ladera en el que el uso agrario fue abandonado 13 años antes del inicio de los experimentos.	
<b>Figura 1.2.</b> .....	14
Detalle del valle donde se sitúa la estación experimental. En la parte central se observan las parcelas de erosión de 20x4 metros utilizadas en el capítulo 3. En la parte derecha se observa la ladera abandonada cubierta por pastizal poco evolucionado con ejemplares aislados del arbusto <i>R. sphaerocarpa</i> , antes de realizar la plantación de arbustos con los que se realizaron los experimentos del capítulo 2 y del capítulo 5. En la parte izquierda y en el fondo del valle se observa el uso agrícola de estas superficies.	
<b>Figure 2.1.</b> .....	38
Location of experimental plots near Guadalajara (central Spain) and treatments: herbaceous vegetation at different developmental stages (1a, HV3, 1b, HV5, 1c, HV6 and 1d, HV19); different shrubs (1e, DP, 1f, MS, 1g, CA, 1h, RS); uncovered shrub plots (1i, DP litter, 1j, MS litter, 1k, CA litter); uncovered shrub plots without litter (1l, DP without canopy cover or litter, 1m, MS without canopy cover or litter, 1n, CA without canopy cover or litter and 1o, RS without canopy cover or litter).	
<b>Figure 2.2.</b> .....	43
(a) Relationship between stabilized runoff (R) and herbaceous cover; (b) relationship between accumulated soil loss (Er) and herbaceous cover at the grassland, Experiment 1, and (c) comparison between equation by Laflen <i>et al.</i> (1985) and the equation obtained using herbaceous cover data from Mediterranean grassland in central Spain.	
<b>Figure 2.3.</b> .....	44
Variations in hydrological properties associated with the physical presence of shrubs and litter. Shrub & Litter= data recorded when both the shrub and its litter were present, Litter= litter that remained after the shrub was removed and Nude = data recorded when the soil was left bare. (a) Water volume needed for the start of runoff (V0), (b) stabilized runoff (R), (c) soil loss (Er). DP ( <i>D. pentaphyllum</i> ), MS ( <i>M. strasseri</i> ), CA ( <i>C. arborescens</i> ), RS ( <i>R. sphaerocarpa</i> ) and BS ( <i>bare soil</i> ). Error bars represent standard error.	
<b>Figure 2.4.</b> .....	44
Runoff (R) as a function of cover (C%) for <i>Dorycnium pentaphyllum</i> (DP), <i>Medicago strasseri</i> (MS), <i>Colutea arborescens</i> (CA) and <i>Retama sphaerocarpa</i> (RS). Estimated by using the General Linear Model considering total ground cover (C%) as a covariate.	

<b>Figure 2.5.</b> .....	44
Relative increase of infiltration for the different types of vegetation cover in relation to that of BS treatment (Infiltration ratio): $\Delta_{total}$ (total increase), $\Delta_{indirect}$ (increase from indirect effects), $\Delta_{direct}$ (increase from direct effects), HV19 (well developed herbaceous vegetation), RS ( <i>Retama sphaerocarpa</i> ), CA ( <i>Colutea arborescens</i> ), DP ( <i>Dorycnium pentaphyllum</i> ) and MS ( <i>Medicago strasserii</i> ). Error bars represent standard error.	
<b>Figure 3.1.</b> .....	59
View of the experimental plots near Guadalajara (Central Spain) and images of the 20.2 m x 4 m erosion plots planted with <i>Colutea arborescens</i> (CA), <i>Medicago strasserii</i> (MS), <i>Dorycnium pentaphyllum</i> (DP) and bare soil. (BS)	
<b>Figure 3.2.</b> .....	60
Changes in canopy cover (%) and soil cover (%) recorded in the first three years of the trial referred to the number of months since plantation. CA ( <i>Colutea arborescens</i> ), MS ( <i>Medicago strasserii</i> ) and DP ( <i>Dorycnium pentaphyllum</i> ).	
<b>Figure 3.3.</b> .....	61
Characteristics of the rainfall events that produced surface wash. Fig 3a: Total rain depth and runoff (R) recorded for the bare soil. Fig 3b: Total rain depth and the maximum 30 minute intensity ( $I_{30}$ ). Fig 3c: Total rain depth and soil losses (SLT) recorded for the bare soil.	
<b>Figure 3.4.</b> .....	63
Temporal changes produced in the 5 erosive events recorded over the 6.5 years of the trial. The ordinate axis represents rainfall in mm and the abscissa shows time in minutes. Bars indicate cumulative rainfall in periods of 5 min. $EI_{30}$ is the USLE erosivity index expressed in $MJ\ ha^{-1}\ mm$ .	
<b>Figure 3.5.</b> .....	66
Relative runoff (R) and erosion (SLT ) in the USLE plots for each species (during the whole experimental period 2002-2005, in the year 2003 and in the year 2004) and relative values in small-plot simulated rainfall experiments by Garcia-Estringana <i>et al.</i> (2010) taking as reference the values recorded in the bare soil. CA ( <i>C. arborescens</i> ), DP ( <i>D. pentaphyllum</i> ), MS ( <i>M. strasserii</i> ).	
<b>Figure 4.1.</b> .....	82
Water storage capacity per unit biomass ( $S_B$ ) for different shrubs: <i>C. arborescens</i> (CA), <i>M. strasserii</i> (MS), <i>R. sphaerocarpa</i> (RS), <i>C. zeelandia</i> (CZ), <i>C. ladanifer</i> (CL), <i>D. pentaphyllum</i> (DP), <i>R. officinalis</i> (RO), <i>C. albidus</i> (CAI), <i>L. latifolia</i> (LL) and overall mean. Error bars represented standard error.	
<b>Figure 4.2.</b> .....	83
Leaf pubescence and epidermal rugosity of <i>C. arborescens</i> (A), <i>M. strasserii</i> (B), <i>C. ladanifer</i> (C), <i>R. officinalis</i> (D), <i>C. albidus</i> (E), <i>D. pentaphyllum</i> (F), <i>L. latifolia</i> (G). Images have been taken under a magnification of 40x using an inverted Nikon Eclipse TS100 microscope and Nikon DS Fi 1 camera.	

<b>Figure 4.3.</b> .....	84
Stem pubescense and epidermal rugosity of <i>C. arborescens</i> (A), <i>M. strasseri</i> (B), <i>C. ladanifer</i> (C), <i>R. officinalis</i> (D), <i>C. albidus</i> (E), <i>D. pentaphyllum</i> (F) and <i>L. latifolia</i> (G), <i>R. sphaerocarpa</i> (H) and <i>C. zeelandia</i> (I). Images have been taken under a magnification of 20x using an inverted Nikon Eclipse TS100 microscope and Nikon DS Fi 1 camera.	
<b>Figure 4.4.</b> .....	85
Shrubs profile of <i>R. sphaerocarpa</i> (A), <i>C. zeelandia</i> (B), <i>D. pentaphyllum</i> (C), <i>L. latifolia</i> (D), <i>R. officinalis</i> (E), <i>C. albidus</i> (F), <i>C. ladanifer</i> (G), <i>M. strasseri</i> (H) and <i>C. arborescens</i> (I). Images taken at a distance of 2.5m with a white background and processed using Adobe Photoshop CS® software.	
<b>Figure 4.5.</b> .....	86
Water storage capacities per unit of surface area ( $S_A$ ) obtained by rainfall simulation and obtained by immersion for different shrubs: <i>C. arborescens</i> (CA), <i>M. strasseri</i> (MS), <i>R. sphaerocarpa</i> (RS), <i>C. zeelandia</i> (CZ), <i>C. ladanifer</i> (CL), <i>D. pentaphyllum</i> (DP), <i>R. officinalis</i> (RO), <i>C. albidus</i> (CAI), <i>L. latifolia</i> (LL) and overall mean. Error bars represented standard error.	
<b>Figura 5.1.</b> .....	99
Localización de las parcelas (1a), y ladera en la que se realizó la plantación con arbustos Mediterráneos y en la que se instalaron las parcelas experimentales en algunos de los ejemplares utilizados en la restauración: vista aérea (1b) y vista frontal (1c).	
<b>Figura 5.2.</b> .....	100
Caja de interceptación en los diferentes tratamientos vegetales: (2A) <i>R. sphaerocarpa</i> ; (2B) <i>C. arborescens</i> ; (2C) <i>D. pentaphyllum</i> ; (2D) <i>M. strasseri</i> .	
<b>Figura 5.3.</b> .....	101
Variaciones estacionales en la proyección del área ortogonal determinada a partir de análisis de imagen ( $A_0$ ) y a partir del diámetro medio de la copa (A). <i>Retama sphaerocarpa</i> (RS), <i>Dorycnium pentaphyllum</i> (DP), <i>Medicago strasseri</i> (MS) y <i>Colutea arborescens</i> (CA).	
<b>Figura 5.4.</b> .....	103
Esquema de la “caja de interceptación”. Una superficie impermeable bajo la cubierta vegetal recogió la trascolación (TR) y la precipitación directa (PD), y un colector de doble anillo recogió la escorrentía cortical (EC). El agua de ambos flujos (TR+PD y EC) fue canalizada hacia depósitos independientes, pasando previamente por un pluviómetro de autovaciado automático y un Data Logger que almacenó la información de la dinámica del proceso. Un pluviómetro automático permitió medir la precipitación que entró al sistema. Los sensores de humedad relativa (HR) y temperatura (T) del aire registraron los valores de estas variables antes, durante y después de cada evento de lluvia.	
<b>Figura 5.5.</b> .....	104
“Caja de interceptación testigo” (A) y “caja de interceptación” con <i>C. arborescens</i> (B). En la Figura 5.5B se observa un detalle del colector de escorrentía cortical.	

<b>Figura 5.6.</b> .....	108
Flujos de interceptación expresados como porcentaje de precipitación bruta: Traslación (TR), Escorrentía Cortical (EC) y pérdidas por interceptación (I) medidos en el campo para ejemplares de <i>R. sphaerocarpa</i> (RS), <i>C. arborescens</i> (CA), <i>D. pentaphyllum</i> (DP) y <i>M. strasseri</i> (MS) (n = 55 para <i>R. sphaerocarpa</i> , n = 59 para <i>C. arborescens</i> , n = 30 para <i>D. pentaphyllum</i> y n =30 para <i>M. strasseri</i> ). Las barras de error indican el error estándar de cada una de las medias.	
<b>Figura 5.7.</b> .....	112
Relación entre el logaritmo neperiano de la precipitación (P, mm) registrada en cada evento de lluvia y los valores medios de los flujos de interceptación (%) obtenidos para el conjunto de los arbustos. Cada punto representa la media de 12 observaciones, tres en cada tipo de arbusto. TR = traslación, EC = escorrentía cortical, I = pérdidas por interceptación.	
<b>Figura 5.8.</b> .....	114
Relación entre la escorrentía cortical y la precipitación, expresadas en mm, para <i>R. sphaerocarpa</i> y <i>C. arborescens</i> (Figura 5.7a), <i>D. pentaphyllum</i> y <i>M. strasseri</i> (Figura 5.7b).	
<b>Figura 5.9.</b> .....	114
Relación entre el logaritmo neperiano de la precipitación (P, mm) registrada en cada evento de lluvia y la escorrentía cortical (%) obtenidos para las diferentes especies estudiadas ( <i>R. sphaerocarpa</i> , RS, <i>C. arborescens</i> , CA, <i>D. pentaphyllum</i> , DP y <i>M. strasseri</i> , MS). Estas curvas fueron calculadas a partir de los 179 eventos de precipitación registrados durante el período de estudio. EC = escorrentía cortical; P = precipitación.	
<b>Figura 5.10.</b> .....	115
Dispersión de la escorrentía cortical (EC %) y las pérdidas por interceptación (I %) obtenidas para cada evento de precipitación. Cada punto representa la media de las tres observaciones realizadas en cada especie. RS ( <i>R. sphaerocarpa</i> ), CA ( <i>C. arborescens</i> ), DP ( <i>D. pentaphyllum</i> ), MS ( <i>M. strasseri</i> ).	
<b>Figura 5.11.</b> .....	117
Valores medios de los flujos de interceptación (Traslación, TR, Escorrentía cortical, EC y pérdidas por interceptación, I) en las diferentes estaciones del año (invierno, primavera, verano y otoño) para el conjunto de los arbustos (8a), para <i>R. sphaerocarpa</i> (8b), <i>C. arborescens</i> (8c), <i>D. pentaphyllum</i> (8d) y <i>M. strasseri</i> (8e).	
<b>Figura 6.1.</b> .....	134
Diagrama de síntesis de los principales resultados en relación a la caracterización del pastizal desarrollado después del abandono de la actividad agraria y de cuatro especies de arbustos mediterráneos ( <i>Dorycnium pentaphyllum</i> , <i>Colutea arborescens</i> , <i>Medicago strasseri</i> y <i>Retama sphaerocarpa</i> ) sobre la hidrología y la pérdida de suelo a pequeña escala (R, Tasa de escorrentía estabilizada, Er, pérdida de suelo) y a media escala (RT, escorrentía total durante un período de cuatro años), separando los efectos directos, asociados a la cubierta aérea, de los indirectos, asociados a los cambios en las propiedades del suelo con respecto al suelo continuamente desnudo (referencia USLE). y el suelo desnudo de pastizal recién aclarado (referencia WEPP), y sobre los flujos de interceptación (SA, capacidad de almacenamiento por unidad de superficie, I, pérdidas por interceptación, TR, Traslación, EC, Escorrentía cortical y FR, "Funnel Ratio")	



<b>Figura A1.1.</b> .....	145
Plataforma móvil empleada en ensayos de tamaño de gota. Al fondo el simulador de lluvia con las lonas recogidas.	
<b>Figura A1.2.</b> .....	146
La fracción (%) de gotas, el % de volumen y el % de volumen acumulado para cada intervalo de diámetro de gota. $D_{50}$ : Diámetro obtenido a partir del 50% del volumen.	
<b>Figura A2.1.</b> .....	157
Diseño de parcela de interceptación y medida de la trascolación y la escorrentía cortical según Belmonte Serrato y Romero Díaz (1998). Figura tomada de Belmonte Serrato y Romero Díaz (1998).	
<b>Figura A2.2.</b> .....	158
Parcela para determinar la interceptación, la trascolación y la escorrentía cortical y sistema de registro: A, parcela de interceptación y colector de escorrentía cortical; B, colectores, carcasa del dispositivo de recogida automática y bidones de recogida, C, Esquema del pluviómetro electrónico (Rain-o-Matic).	
<b>Figura A2.3.</b> .....	158
Calibración de la capacidad de medida de caudal ( $l\ h^{-1}$ ) del pluviómetro electrónico Rain-o-Matic.	
<b>Figura A3.1.</b> .....	167
Métodos empleados en la determinación de la cobertura: 1. Fotografía Ortogonal: metodología y fotografía de un ejemplar; 2. Estimación Visual (EV) con patrones de referencia; 3 y 4. Retintado Manual (RM) de la superficie cubierta y superficie de referencia; 4 y 5. Retintado Digital (RP) de la superficie cubierta y de la superficie de referencia con Adobe Photoshop; 7. Medida con analizador de imágenes.	
<b>Figura A3.2.</b> .....	169
Ecuaciones de regresión. Ecuaciones A3.2A, A3.2B y A3.2C Estimación Visual (EV) <i>versus</i> Retintado Manual (RM): A3.2A conjunto de los datos, A3.2B vegetación arbustiva y A3.2C cobertura no arbustiva. Ecuaciones A3.2D, A3.2E y A3.2F Retintado Photoshop (RP) <i>versus</i> Retintado Manual (RM): A3.2D conjunto de los datos, A3.2E vegetación arbustiva y A3.2F cobertura no arbustiva.	



# Capítulo 1

## Introducción general

---





---

# Capítulo 1

## Introducción general

### Antecedentes y estado actual del tema

#### *Problemática de las regiones semiáridas y áridas en el contexto del Cambio Global*

Las regiones áridas y semiáridas ocupan dos quintas partes de los continentes. Sólo en Europa suponen un 32% de la superficie del continente (Reynolds *et al.*, 2007). Estas regiones se caracterizan por un régimen de precipitación escaso y una gran heterogeneidad espacial en los factores ambientales y en la vegetación (Breshears *et al.*, 1998; Cecchi *et al.*, 2006; Dunkerley, 2008). Las regiones áridas y semiáridas son especialmente sensibles a dos grandes procesos de cambio global: al cambio climático y al cambio de uso de suelo como consecuencia del abandono agrario. Estos procesos incrementan la probabilidad de sufrir desertificación (Puigdefábregas y Mendizabal, 1998; Geeson *et al.*, 2002), de forma que un 65-70% de las mismas es sensible a este proceso de degradación (UNEP, 1991) que disminuye la biomasa y la productividad biológica, degrada la cubierta vegetal, el suelo, los procesos ecológicos y provoca una gran pérdida de productividad económica (Reynolds, 2001; Sivakumar, 2007) y por ello es uno de los principales problemas ambientales (UNCCD, 1994).

La cuenca Mediterránea es la región más vulnerable de Europa, por un lado porque es muy sensible al cambio climático (European Environment Agency, 2008) y por otro porque durante los últimos 20 años, como consecuencia de los cambios socioeconómicos producidos con la política agraria común de la Unión Europea se están abandonando muchas tierras agrícolas. Según la valoración del sistema de información de la desertificación (DISMED, 2003), Italia, España, Portugal y Grecia son los países europeos más afectados por la desertificación y la sequía, haciendo que un mayor número de personas se exponga a vivir en cuencas en las que el agua es un recurso escaso (Schröter *et al.*, 2005). Los principales modelos de cambio climático prevén un incremento de la temperatura media anual, una reducción de la precipitación anual, siendo más notable en el período estival, y un incremento de la frecuencia de los eventos extremos (Christensen y Christensen, 2004; Schröter *et al.*, 2005; IPCC, 2007), predicciones que incrementan el riesgo de desertificación. Además, el abandono de tierras agrícolas afecta especialmente al entorno mediterráneo (Lepart y Debussche, 1992; Koulouri y Giourga, 2007; García-Ruiz, 2010). Sólo en España, según los datos recogidos en el Anuario de Estadística Agraria del Ministerio de Agricultura, la superficie agraria disminuyó en 2,3 millones de ha entre 1985 y 2009 (MARM, 2009).

La erosión hídrica es un proceso de degradación común en las regiones áridas y semiáridas expuestas a la desertificación, que es más agresivo en suelos con pendiente, que por otro lado son los que antes se abandonan. La erosión hídrica reduce la cantidad de suelo disponible para el desarrollo de las raíces y la fertilidad, porque genera pérdida de nutrientes, de materia orgánica, reduce la estabilidad de los agregados y disminuye la capacidad de almacenamiento de agua. Pendiente abajo, fuera del lugar donde se pierden las partículas de suelo, la erosión hídrica provoca otros problemas asociados a la deposición de partículas en aguas embalsadas y conducciones, como la eutrofización por el incremento de la concentración de nutrientes o la contaminación por el incremento de la concentración de pesticidas (Kinnell, 2004; Brazier *et al.*, 2007). Los procesos de erosión hídrica son más activos en las zonas de transición entre los climas áridos y los húmedos (Langbein y Schumm, 1958). La Península Ibérica se encuentra en una región de transición, con precipitaciones anuales escasas y de gran variabilidad interanual, estando sometida a procesos de erosión muy activos (López Bermúdez, 1990). La erosión del suelo presenta tasas no sostenibles bajo condiciones climáticas mediterráneas (Cerdà *et al.*, 2010), con especial importancia en las tierras agrícolas (Cerdà *et al.*, 2007, 2009), convirtiéndose en un problema medioambiental en España (García-Ruiz y López Bermúdez, 2009).

Esta situación es general en la región Mediterránea donde las precipitaciones suelen ser escasas y el balance hídrico es negativo durante gran parte del año. La escasez de agua, que limita la productividad, agrava el riesgo de erosión (Cerdà, 1996; Mandal *et al.*, 2006) porque dificulta la formación de una cubierta vegetal continua que proteja el suelo de la degradación (Morgan, 1995). A

pesar de que la mayoría de los eventos de lluvia son de pequeña magnitud (Dunkerley, 2008), aparecen esporádicamente unos pocos eventos muy intensos y muy erosivos, que descargan gran cantidad de agua en muy poco tiempo (Quereda y Montón, 1997; De Luis, 2000; González-Hidalgo *et al.*, 2007).

La climatología, las características litológicas, geomorfológicas, y sobre todo la prolongada intervención del hombre en el medio, han hecho que la erosión hídrica tenga especial relevancia en la cuenca Mediterránea (FAO, 1980; CORINE, 1992; Pérez Trejo, 1994; Brandt y Thornes, 1996; Puigdefábregas y Mendizábal, 1998; Kirkby *et al.*, 2004; Romero Díaz *et al.*, 2010). La erosión causada por la actividad humana se suele denominar erosión acelerada para diferenciarla de la que sólo tiene causas naturales. La ocupación humana del territorio y el uso agrícola y ganadero de los suelos son el origen fundamental de la intensa erosión acelerada en algunos terrenos con pendiente de la cuenca Mediterránea. El sobrepastoreo y el empleo de técnicas de laboreo que desnudan completamente el suelo son dos de las causas fundamentales del incremento de la erosión acelerada.

El abandono de la agricultura conlleva una desaparición del cultivo y una modificación de la cubierta vegetal, bien sea porque el suelo queda desnudo, bien porque se desarrolla un pastizal natural o se introduce una revegetación con especies leñosas. Las modificaciones de la cubierta vegetal afectan a los procesos erosivos, pero también tienen efectos significativos sobre la hidrología superficial y subterránea. Evaluar los efectos del cambio del tipo de vegetación sobre la hidrología y la erosión es clave en el ambiente semiárido, donde el análisis de estas modificaciones hidrológicas, vinculadas a los cambios de uso del suelo, resulta muy difícil por la variabilidad climática y por la complejidad que tienen las relaciones entre la precipitación y la escorrentía (Llorens y Domingo, 2007).

Tras el abandono del uso agrario, se produce un periodo de tiempo durante el cual el suelo no está cubierto por vegetación, incrementándose la degradación y la pérdida de suelo (García-Ruiz *et al.*, 1996; Lasanta *et al.*, 2000; Nicolau *et al.*, 2002; Lesschena *et al.*, 2006; García-Ruiz, 2010). Este riesgo es especialmente alto mientras en el suelo se desarrollan las primeras etapas de la colonización vegetal y se mantiene hasta que la vegetación natural cubre un porcentaje aceptable de lo que fue la tierra de labor (Cerdà, 1997; Bienes *et al.*, 2001; Kosmas *et al.*, 2002; Koulouri y Giourga, 2007; Cammeraat *et al.*, 2010). Este riesgo depende de la vegetación, pero también de las características de los materiales litológicos sobre los que se desarrolla (Romero Díaz, 2003).

En ocasiones el abandono permite un aumento de la cobertura vegetal, con comunidades de herbáceas anuales en la primera fase, a las que poco a poco se van incorporando especies perennes del matorral circundante, en un proceso que lleva también a la recuperación del contenido de la materia orgánica del suelo (Martínez Fernández *et al.*, 1994 y 1996; Nunes *et al.*, 2010). Pero en determinadas condiciones, la vegetación natural tiene grandes dificultades en colonizar el suelo, bien sea por la aridez del clima, por la litología, por la pendiente... y los procesos de erosión hídrica comienzan a degradar el suelo. Cuando la degradación ha sobrepasado determinados umbrales el sistema pierde su capacidad de autoregeneración, la vegetación natural no es capaz de volver a cubrir el suelo y protegerlo, y la degradación no cesa. En estas circunstancias sólo puede revertirse la situación mediante la intervención humana en forma de actividades de restauración (Aronson *et al.*, 1993; Whisenant, 1999).

Una forma de intervenir es mediante programas de revegetación con especies leñosas. Como apuntan Romero Díaz *et al.* (2010), en España, el 99% de los programas de revegetación que han llevado a cabo las Administraciones Públicas se han realizado con especies arbóreas, de rápido crecimiento como *Pinus* sp. y *Eucalyptus* sp., que crecen rápidamente en suelos pobres, resistiendo la insolación. Pero la introducción de estas especies se realiza con técnicas agresivas como el aterrazado con bulldócer, que altera la topografía y las propiedades del suelo, incrementando la degradación. Estos autores señalan la necesidad de tener en cuenta las condiciones climáticas y litológicas de las regiones semiáridas antes de intervenir, ya que la vegetación herbácea y las especies arbustivas naturales pueden proteger mejor el suelo que la vegetación arbórea introducida mediante técnicas agresivas. De hecho, estos autores observaron tasas de erosión de uno y dos órdenes de magnitud inferiores en zonas donde se había conservado la vegetación arbustiva natural que en una zona revegetada hace 30 años con *Pinus* sp.

Por tanto, en este tipo de regiones es fundamental tener información sobre la posible evolución natural de la vegetación tras el abandono de la actividad agraria, y además es necesario caracterizar materiales vegetales adecuados, adaptados a las condiciones de las regiones áridas y semiáridas, para acelerar la formación de cubiertas vegetales maduras y estables. En la cuenca Mediterránea los arbustos tienen un especial interés en el desarrollo de estas actividades de restauración (Francis y

Thornes, 1990; Barea *et al.*, 1996; Romero Díaz, 2003; Alegre *et al.*, 2004) reduciendo sustancialmente las tasas de erosión incluso en los ambientes más desfavorables (Marques *et al.*, 2005).

La vegetación arbustiva es la más común y más ampliamente representada en las regiones semiáridas y áridas del mundo (Tomaselli, 1981; Kummerow, 1989), porque forman parte de las etapas intermedias de la mayoría de las series de vegetación, siendo en términos de cobertura la vegetación dominante, ocupando un 24% de las zonas áridas, seguido por la vegetación de cultivos con un 20% (Reynolds *et al.*, 2007). Además de su abundancia, los arbustos son especies leñosas que cubren el suelo de forma permanente y con una gran capacidad para sobrevivir en condiciones adversas (sequía, pobreza de suelos, heladas...), pero en relación con las especies arbóreas tienen la ventaja de que pueden cubrir el suelo con mayor rapidez, siendo eficaces en la reducción de la escorrentía y la erosión (Kummerow, 1989; Haase *et al.*, 2000), no siendo necesarias técnicas agresivas para su introducción. En condiciones climáticas donde la vegetación herbácea es muy estacional, los arbustos mantienen la cubierta vegetal durante todo el año y por ello son más eficaces en la utilización de lluvias distribuidas irregularmente en el tiempo. Además aportan materia orgánica al suelo en forma de hojarasca y sus raíces incrementan la macroporosidad, cambios que favorecen la protección del suelo.

### *Los procesos de erosión hídrica*

La erosión hídrica implica la disgregación y el transporte de partículas de la superficie del suelo y depende de numerosos factores: inicialmente de las características de la precipitación, en particular de su intensidad y del tamaño de las gotas, pero también de la resistencia que tiene el suelo a ser erosionado (erodibilidad), de la infiltración, de la pendiente y longitud de la ladera, de la cobertura del suelo, de su manejo, etc. Desde un punto de vista puramente físico la erosión depende, básicamente, de dos procesos: la disgregación y el transporte. Cuanto menor es una partícula de suelo, más fácil es que se produzca su transporte y que sea transportada a mayor distancia, por eso es muy importante la energía cinética que tienen las gotas de lluvia cuando golpean contra el suelo, es decir, su capacidad de disgregación. El impacto de la lluvia (splash) transporta fragmentos de suelo a pequeñas distancias y de forma radial. Los flujos superficiales tienen más capacidad de transporte desplazando las partículas de suelo a mayores distancias (Kinnell, 2010) hasta que la corriente pierde energía y las partículas se van depositando aguas abajo (Kinnell, 2005). Si no hay escorrentía prácticamente no hay erosión.

Durante un evento de lluvia la escorrentía se produce porque la intensidad de la precipitación es mayor que la capacidad de infiltración del suelo, o bien porque el suelo está saturado de agua y aunque la lluvia llegue al suelo con una tasa inferior a la capacidad de infiltración, el suelo rezuma (Latron y Gallart, 2007, 2008). El contenido previo de humedad en el suelo influye de forma importante en la generación de escorrentías, pero en ambientes semiáridos las condiciones de suelo saturado son muy poco frecuentes, la escorrentía se genera con eventos de alta intensidad y es poco dependiente del nivel previo de agua en el suelo (Castillo *et al.*, 2003).

Se llama erosión laminar a la vinculada a flujos de agua "idealmente laminares" que originan la pérdida de capas de suelo "uniformes". La erosión laminar es provocada por la acción conjunta del impacto de las gotas de lluvia (disgregación) y el movimiento de una capa más o menos "laminar" de agua sobre la superficie del terreno, que a su vez ejerce una fuerza de cizalladura capaz de arrancar (disgregación) y desplazar partículas de suelo disgregadas (transporte). En este tipo de erosión los flujos concentrados de agua son de escasa magnitud. La erosión en regueros surge como consecuencia de los flujos concentrados de agua que tienen mayor energía cinética que los laminares, mayor capacidad de disgregación y mayor capacidad de transporte. El splash, la erosión laminar y en regueros no se dan de forma aislada en condiciones naturales, sino que están asociados entre sí.

### *La vegetación en los procesos de erosión e infiltración. Efectos directos e indirectos.*

A la actuación del binomio disgregación-transporte, se oponen los efectos de la cubierta vegetal. Thornes (1985, 1990, 2004) propuso un modelo de interacción dinámica entre el desarrollo de la vegetación y la erosión. La vegetación limita el desarrollo de la erosión, y la erosión limita el desarrollo de la vegetación. Este modelo prevé dos tipos principales de evolución, uno en el que

dominan los cambios inducidos por la vegetación y da lugar a estados de máximo desarrollo de la cubierta y mínimas tasas de erosión. Otro marcado por el dominio de la erosión que da lugar a estados de máxima degradación. El modelo permite intuir la existencia de umbrales críticos de equilibrio entre la vegetación y la erosión. La cobertura es el parámetro empleado para representar los efectos (directos e indirectos) de la vegetación con respecto a la erosión. Thornes (1990) observó que para coberturas mayores del 30% se producen reducciones significativas de la escorrentía y la erosión. Por otra parte con una cobertura vegetal próxima al 70% prácticamente no se produce pérdida de suelo (Elwell y Stocking, 1976) y a partir de este umbral se pueden establecer niveles óptimos de cobertura, desde el punto de vista de la protección del suelo.

La vegetación tiene un efecto "físico simple" de protección del suelo, ya que su cubierta aérea y su hojarasca protegen al suelo del impacto de las gotas de lluvia y del avance de la escorrentía. Es lo que se conoce como efectos directos de la vegetación y tienen que ver con el impedimento físico que representa la cobertura vegetal. Además de sus efectos directos, la vegetación tiene unos efectos indirectos más complejos, que son la consecuencia de los cambios físicos, químicos y biológicos que su presencia induce en el suelo. La hojarasca y los exudados radiculares aportan materia orgánica y nutrientes, activan los ciclos biológicos, incrementan la estabilidad de los agregados, la porosidad del suelo y su capacidad de almacenamiento de agua. Las raíces anclan el suelo haciéndolo más resistente a las fuerzas de cizalladura ejercidas por los flujos superficiales del agua, y además pueden modificar el drenaje en profundidad. Estos efectos indirectos van ganando importancia con el transcurso del tiempo (Bochet *et al.*, 2006) ya que a medida que la cubierta vegetal se va desarrollando y permanece en el tiempo, sus efectos sobre las propiedades del suelo se van haciendo más complejos, más difíciles de predecir y más independientes de lo que representa el simple fenómeno físico, directo, de la cobertura.

Numerosos estudios abordan la influencia de los cultivos sobre los fenómenos de escorrentía/infiltración y sobre la pérdida de suelo. No podía ser de otro modo ya que es en gran parte la agricultura una de las actividades que mayor erosión acelerada causan. Se han desarrollado modelos que permiten estimar la escorrentía y las pérdidas de suelo bajo diferentes condiciones de cubierta vegetal y manejo del suelo. Entre los principales modelos hay que destacar el modelo empírico USLE (Wischmeier y Smith, 1965) y los modelos físicos WEPP (Lafren *et al.*, 1991 y 1997) y EUROSEM (Morgan, 1995). Todos estos modelos se han desarrollado básicamente pensando en las actividades agrarias y por tanto suelen funcionar bien para cubiertas vegetales constituidas por cultivos, pero no necesariamente cuando se aplican con una cubierta formada por vegetación natural (Mati *et al.*, 2006). La cantidad de información disponible sobre la influencia de vegetación natural es proporcionalmente mucho menor, porque las cubiertas naturales representan un conjunto de situaciones extremadamente variado si se comparan con las situaciones que generan los principales cultivos, que ocupan grandes extensiones del suelo cultivable.

Andreu *et al.* (1994) observaron que cubiertas formadas por diferentes especies de arbustos mediterráneos redujeron la pérdida de suelo y la escorrentía, y atribuyeron estos efectos tanto a causas directas como indirectas sin discriminar entre ellas y sin cuantificar cuáles eran las más importantes. Durán Zuazo *et al.* (2004) observaron que los arbustos y la vegetación natural redujeron la pérdida de suelo y la escorrentía más que un cultivo de trigo, atribuyendo mayor efecto protector a la cubierta formada por arbustos o vegetación natural que a la formada por el cereal, es decir a efectos directos del tipo de vegetación, y también a que las técnicas agrícolas favorecían la pérdida de suelo.

Los trabajos que han estudiado por separado los efectos directos e indirectos muestran ciertas contradicciones. En los estudios publicados por Busby y Gifford (1981) y Johnson y Blackburn (1989) los efectos directos de la vegetación fueron prácticamente nulos, incluso tratándose de cubiertas vegetales muy diferentes ya que en el primero de estos estudios se analizaban los efectos de una cubierta herbácea de *Agropyron cristatum* y en el segundo los de una cubierta formada por arbustos. Sin embargo Simanton *et al.* (1991) observaron para pastizales complejos compuestos por especies de herbáceas altas con broza y arbustos dispersos, que los efectos directos de la vegetación tenían una importancia mucho menor que los efectos indirectos. Hester *et al.* (1997) estudiaron la infiltración en un pastizal semiárido formado por vegetación herbácea y arbustos (*Quercus virginiana* y *Juniperus ashei*) y concluyó que los efectos indirectos de la vegetación leñosa eran más importantes que los de la vegetación herbácea, y que además tenían mayor permanencia en el tiempo. En su estudio estos autores analizaron las consecuencias del incendio y observaron que tras el fuego la infiltración era más alta en lugares donde la vegetación leñosa se había quemado que en zonas del pastizal donde la vegetación herbácea permanecía sin quemar, y estimaron que los cambios producidos en el suelo por la vegetación leñosa podrían seguir manifestándose durante una década. En este mismo sentido el hecho de que la escorrentía no se incremente de forma excesiva en un bosque que pierde su cubierta es consecuencia de los efectos indirectos de la vegetación leñosa, y de su permanencia temporal (Cosandey *et al.*, 2005).



Los efectos sobre la erosión y la escorrentía que se deben a la presencia física de la cubierta son en gran medida equivalentes a los que se pueden lograr con cubiertas abióticas (Cerdà, 2001). Para algunos autores las principales diferencias entre unas cubiertas vegetales y otras se deben a los cambios que puedan ejercer en las propiedades del suelo (Dortignac y Love, 1960; Wilcox *et al.*, 2003), y ahí es donde las características de cada tipo de vegetación juegan un papel clave en la hidrología y en la erosión a nivel de cuenca (Quinton *et al.*, 1997). En regiones amenazadas por riesgos de erosión y desertificación, expuestas a perturbaciones que pueden reducir la cubierta vegetal protectora (incendios, sobrepastoreo...), es especialmente útil conocer los efectos de diferentes comunidades y especies vegetales y determinar si su influencia sobre las propiedades hidrológicas y la erosividad del suelo son superficiales o profundas, permanentes o momentáneas.

#### *Factores abióticos y bióticos en los estudios de erosión y escorrentía*

La Universal Soil Loss Equation (USLE) desarrollada por Wischmeier y Smith (1965 y 1978) ha sido un modelo de estudio de la erosión ampliamente aceptado, al menos durante un largo periodo de tiempo, y sigue siendo una referencia. Originalmente se diseñó para predecir valores medios anuales de pérdida de suelo causadas por la erosión laminar y en regueros. En la USLE la pérdida de suelo (A) se calcula a través de un sencillo producto de factores, unos son bióticos y otros abióticos:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (\text{Eq. 1.1})$$

R: representa la erosividad de la lluvia

K: representa la erodibilidad del suelo

LxS: es un factor topográfico que representa la longitud de la ladera (L) y su pendiente (S)

C: representa la cubierta vegetal y su manejo

P: representa las prácticas de conservación

El manejo de la cubierta vegetal y las prácticas de conservación son factores que se tienen en cuenta porque el modelo USLE está diseñado para el estudio de la erosión en cultivos. En éste, como en todos los modelos posteriores, se incluyen entre los factores bióticos muchos aspectos que guardan una estrecha relación con las características de la cubierta vegetal. Entre los factores abióticos se contemplan características del suelo junto a la erosividad de la lluvia (R) y la longitud y pendiente de la ladera (L x S).

En relación a la precipitación, Wischmeier (1958) demostró que existe poca correlación entre el volumen de precipitación y la pérdida de suelo. Esto implica que no todas las lluvias son causantes de erosión. Normalmente se considera que una lluvia puede ser erosiva si dura más de 30 minutos y tiene una intensidad superior a los 10 mm h<sup>-1</sup>. Pero este criterio no es universal, ya que las características de las lluvias erosivas cambian de unas zonas geográficas a otras. La experiencia indica que en las zonas de clima templado húmedo los eventos de lluvia comienzan a ser erosivos a partir de una precipitación con una intensidad superior a 10 mm h<sup>-1</sup>, y en las zonas tropicales húmedas a partir de los 25 mm h<sup>-1</sup> (Roose, 1996). En nuestras latitudes, para el cálculo del índice de erosividad se suelen considerar solamente los eventos con volúmenes de precipitación superiores a 12,5 mm, y aquellos eventos que teniendo una precipitación total menor, tienen una intensidad superior a 12,5 mm h<sup>-1</sup> (Becher, 2003). No obstante, la tendencia a simplificar puede conducir a la subestimación de las tasas de erosión, ya que se desprecian la pérdida de suelo provocada por eventos de pequeña y moderada intensidad, que aunque son de escasa magnitud y poco frecuentes puede acabar afectando a las regiones donde la tasa de formación de suelo es pequeña (Marques *et al.*, 2008).

La erosividad de un evento de lluvia se calcula como el producto de su energía cinética (E) por su intensidad máxima (I). Los equipos de medida de lluvia utilizados durante el desarrollo de la USLE, registraban la precipitación en periodos de tiempo relativamente largos y por ello la intensidad de la lluvia y su índice de erosividad se refieren habitualmente a periodos de 30 minutos ( $R = E \times I_{30}$ ). Sin embargo Lal (1976) observó que la erosividad de un evento de lluvia está mejor correlacionada con su intensidad en periodos más breves de tiempo, de entre 7 y 15 minutos. En realidad el valor del índice de erosividad cambia en función de periodo de tiempo utilizado en su cálculo. En el área Mediterránea los valores del factor  $E \times I$  aumentan a medida que se disminuye el periodo de tiempo, al menos para intervalos comprendidos entre los 5 y los 60 minutos (Agnese *et al.*, 2006). Por otra

parte, los sistemas de medida actuales permiten registrar la intensidad instantánea de la lluvia y esto hace posible obtener una información más precisa de la influencia de las características de la lluvia sobre la escorrentía y la erosión.

La cobertura es el factor biótico más estudiado en relación a la erosión y la infiltración. La energía cinética que libera la lluvia sobre el suelo es proporcional al porcentaje de cobertura (Carson y Kirkby, 1972) y se acepta que a medida que aumenta la cobertura vegetal se reducen tanto la escorrentía como la erosión (Wilcox *et al.*, 2003; Puigdefábregas, 2005). En 1943 Woodward observó que existe una relación lineal positiva entre la tasa de infiltración y la cobertura vegetal, y Wischmeier (1958) obtuvo una relación lineal negativa entre la cobertura y la pérdida de suelo, aunque otros autores obtuvieron una relación también negativa, pero de tipo exponencial entre estos factores (Noble, 1965).

La cobertura vegetal es un parámetro que se utiliza de forma habitual para caracterizar la sensibilidad del suelo a la erosión, pero también es uno de los indicadores de uso más común en todo tipo de trabajos de ecología terrestre. Pese a lo habitual de su utilización no es un indicador estándar (Godínez-Álvarez *et al.*, 2009). El término cobertura vegetal se utiliza tanto para la porción de suelo incluida bajo el perímetro de la copa de las plantas (determinado de diversas formas), como para la superficie de suelo realmente cubierta por las hojas, o las hojas y las ramas (Bonham, 1989; Korhonen *et al.*, 2006). El área cubierta por la parte aérea de la vegetación (*canopy cover*) es el área delimitada por la proyección vertical del perímetro de la copa. En la superficie del *canopy cover*, se incluyen los espacios abiertos en las copas de los árboles y arbustos, de forma que bajo este término se incluye el suelo bajo la influencia de la copa del vegetal (Korhonen *et al.*, 2006) aunque no todo él esté realmente cubierto por la copa. Otro indicador de uso habitual en los estudios de erosión es la cobertura del suelo (*soil cover*) que hace referencia a la porción de suelo realmente cubierta con independencia de que esta cobertura sea debida a la parte aérea de la vegetación, a los vegetales, a la hojarasca o las piedras en contacto con el suelo.

Para estimar la influencia de la vegetación también es frecuente utilizar el área basal. Se obtiene mediante la medida de la superficie de los tallos de la población vegetal y se relaciona con los cambios que la vegetación produce en el suelo. Este parámetro ha sido utilizado por Holtan (1961) y Thornes (1990) como estimador de la capacidad de infiltración: ésta se incrementa exponencialmente con el incremento del área basal como una función de los incrementos en materia orgánica y un descenso en la densidad aparente. El área basal se incluye en modelos de predicción como EUROSEM (Morgan *et al.*, 1998). Otros parámetros empleados en modelos de predicción son la cantidad de raíces y su tamaño, el contenido en materia orgánica, la estabilidad de los agregados (Hester *et al.*, 1997) o la actividad de la fauna (Edwards y Bohlen, 1996).

### *Importancia de los flujos de interceptación*

A nivel hidrológico el incremento de la capacidad de infiltración es uno de los efectos más importantes de la vegetación, pero no es el único, ya que intercepta la precipitación, modificando tanto el volumen como la distribución espacial de la precipitación que llega al suelo. Los flujos generados tras el impacto de la lluvia sobre la vegetación reciben el nombre de flujos de interceptación. Una parte de la lluvia atraviesa la copa de las plantas sin contactar con ella (precipitación directa), mientras que el resto de la lluvia es interceptada. De la fracción interceptada, una parte alcanza el suelo goteando desde las hojas y las ramas (trascolación), y otra alcanza el suelo fluyendo por las ramas y tallos hasta la base de la planta (escorrentía cortical). El agua que finalmente llega al suelo es la suma de la precipitación directa, la trascolación y la escorrentía cortical y se denomina precipitación neta. Mientras que una fracción del agua interceptada nunca llega al suelo porque se evapora desde las hojas y tallos durante y después del evento, y se denomina pérdidas por interceptación.

Tras el abandono de la actividad agraria, el cambio de vegetación de cultivo a vegetación natural modifica los flujos de interceptación y por tanto hace variar la cantidad de agua que llega al suelo y su distribución espacial. La recuperación de la vegetación natural tras el abandono de la actividad agraria tiene efectos a nivel hidrológico (Meuser, 1990). En una cuenca hidrográfica de Texas, con precipitaciones similares a las de la zona de estudio de esta tesis, los fenómenos de interceptación y evaporación de lluvia asociados a la proliferación de un arbusto (*Juniperus ashei*) redujo la precipitación neta de 539 mm a 356 mm (Owens *et al.*, 2006). En regiones donde el agua es un recurso escaso se plantea la idea del óptimo de cobertura vegetal: el porcentaje de cobertura necesario para proteger el suelo de la erosión hídrica, sin poner en peligro la disponibilidad de agua (Belmonte Serrato *et al.*, 1999).

La escorrentía cortical es una parte relativamente pequeña de la precipitación total y sin embargo tiene una considerable importancia hidrológica y ecológica. Es un flujo de agua concentrado en una pequeña zona del suelo junto al tallo de las plantas (Tanaka *et al.*, 1990; Nívar y Bryan, 1990) que se infiltra por la interfase suelo-raíz y alcanza capas profundas del suelo a salvo de la evaporación (Pressland, 1976; Nulsen *et al.*, 1986; Martínez-Meza y Whitford, 1996; Dunkerley, 1999; Li *et al.*, 2009) generando una reserva de agua importante en condiciones de estrés hídrico (Tromble, 1988; De Soyza, 2002). Algunas plantas actúan como embudos captando agua de lluvia y concentrándola en la base del tallo (Glover y Gwyne, 1962). Esta capacidad para generar escorrentía cortical se considera una adaptación morfológica que permite aumentar el abastecimiento de agua (Suárez Cardona *et al.*, 1991; García Ortiz, 2006).

El agua almacenada en una cubierta vegetal se incrementa a medida que lo hacen el volumen y la intensidad de la precipitación hasta su saturación, que representa la capacidad de almacenamiento (Aston, 1979; Hashino *et al.*, 2002; Keim *et al.*, 2006). Las pérdidas por interceptación dependen de la capacidad de almacenamiento y de los procesos de evaporación que se producen durante la lluvia (Klaassen *et al.*, 1998). La capacidad de almacenamiento se relaciona positivamente con el volumen y la intensidad de la precipitación, no dando lugar los eventos muy intensos a grandes pérdidas por interceptación (Cosandey *et al.*, 2005). En cambio la proporción del agua que se evapora es mayor cuanto más pequeño y menos intenso es un evento (Deguchi *et al.*, 2006; Guevara-Escobar *et al.*, 2007).

Al igual que la escorrentía y la erosión, los flujos de interceptación están sometidos a la influencia de factores bióticos (propiedades de la vegetación) y abióticos (climatología). Los principales modelos de estudio de la interceptación (Rutter *et al.*, 1971; Gash, 1979; Gash *et al.*, 1995) incorporan medidas de la cobertura o de la proporción de huecos del suelo sin cubierta. Además la densidad de tallos, el área basal, el área de proyección ortogonal y el índice de área foliar (LAI) son medidas simples que permiten caracterizar los efectos hidrológicos de la cubierta vegetal (Parker *et al.*, 2004). En el ámbito europeo, los parámetros más empleados para caracterizar los efectos hidrológicos de la vegetación han sido la altura, el diámetro del tronco, el área basal, la densidad de la cubierta y el índice de área foliar, que se utilizaron en el 76 % de los estudios (Llorens y Domingo, 2007).

El "*Leaf Area Index*" (LAI) desarrollado por Watson (1947), como estimador de la actividad fotosintética, es una relación entre la superficie de terreno ocupada por una planta y la superficie de sus hojas. Muchos autores consideran que el LAI es también un buen estimador de los flujos de interceptación (Leonard, 1965; Aston, 1979; Van Dijk y Bruijnzeel, 2001; Deguchi *et al.*, 2006; Keim *et al.*, 2006; Park y Cameron, 2008). En concreto en el modelo reformulado por Gash *et al.* (1995) se empleó el LAI como estimador de la cobertura, porque este índice se consideró relacionado linealmente con la capacidad de almacenamiento y la tasa de evaporación. Pero el LAI puede no ser suficiente cuando la textura de las hojas y ramas es muy rugosa y gruesa (Aston, 1979). En este sentido Deguchi *et al.* (2006) constataron, en un bosque secundario con dominio de especies de hoja caduca, que el LAI no explicaba todo el efecto de la vegetación porque para una reducción del 39 al 47 % del LAI las pérdidas por interceptación sólo se reducían entre un 15 y un 23%.

El LAI, la densidad y la cobertura son los parámetros bióticos que con más frecuencia se relacionan con la capacidad de almacenamiento y la evaporación. En cuanto a la escorrentía cortical el diámetro basal es uno de los principales parámetros para los que se han obtenido correlaciones significativas (Crockford y Richardson, 1990; Deguchi *et al.*, 2006), pero para este flujo se considera fundamental la arquitectura de la planta. Una estructura en forma de embudo favorece la escorrentía cortical (Herwitz, 1987; Scatena, 1990; Domingo *et al.*, 1998; Levia y Frost, 2003). Para que un vegetal tenga forma de embudo es necesario que las ramificaciones estén inclinadas hacia el tallo principal, por lo que la orientación y el ángulo de las ramas son parámetros fundamentales (Herwitz, 1987; Nívar, 1993; Steinbuck, 2002).

Es menos frecuente encontrar relaciones en la bibliografía entre los parámetros de biomasa y los flujos de interceptación, aunque algunos autores si la han observado (Tromble, 1983; Crockford y Richardson, 1990). En relación a los parámetros de biomasa por unidad de superficie o por unidad de volumen, parámetros de densidad de la cubierta, existe un efecto contrapuesto. Por un lado cubiertas densas son capaces de almacenar grandes volúmenes de precipitación, lo que favorecería las pérdidas por interceptación, pero por otro lado impiden el acceso del aire y la formación de turbulencias, reduciendo la evaporación (Domingo *et al.*, 1998).

Existen otros factores bióticos difíciles de cuantificar, que tienen relación con la textura de las superficies y también determinan los procesos de interceptación. Las cortezas lisas favorecen la escorrentía cortical (Crockford y Richardson, 1990; Nívar, 1993; Liu,

1998; Aboal *et al.*, 1999; Carlyle-Moses y Price, 2006; Li *et al.*, 2008). La pubescencia, la presencia de glándulas, ceras y tricomas, entre otros factores, también influyen en la capacidad de almacenamiento y en el movimiento del agua sobre los tejidos (Monson *et al.*, 1992; Levia y Frost, 2006; Holder, 2007).

En relación a los factores abióticos, el volumen de precipitación, la intensidad, la duración y la continuidad de los eventos, son los parámetros que más atención han recibido. En primer lugar es necesario un volumen mínimo de precipitación y una intensidad mínima de la lluvia para que se genere escorrentía cortical (Cape, 1991; Li *et al.*, 2009). En segundo lugar, una vez que la escorrentía cortical se ha iniciado, su volumen crece con el de la precipitación (Bellot y Escarré, 1998; Deguchi *et al.*, 2006) y lo mismo sucede con la trascolación (Cape, 1991). La relación entre el volumen de precipitación y el volumen de escorrentía cortical es de tipo lineal (Carlyle-Moses, 2004; Li *et al.*, 2009) y de tipo asintótico cuando la escorrentía cortical se expresa como porcentaje del total de precipitación (Crockford y Richardson, 1990; Yang *et al.*, 2008). En valor relativo tanto la escorrentía cortical como la trascolación crecen con la precipitación hasta alcanzar un umbral máximo (Klaassen *et al.*, 1998; Carlyle-Moses, 2004).

La información disponible de la influencia de la intensidad sobre el volumen de escorrentía cortical es contradictoria. Por un lado, a medida que se incrementa la intensidad el flujo de escorrentía cortical se hace más grande, pero por otro lado cuando el evento es muy intenso se sobrepasa la capacidad de transporte de las ramas por las que desciende (Herwitz, 1987) y entonces el agua comienza a gotear en forma de trascolación (Crockford y Richardson, 2000). Li *et al.* (2009) afirman que a medida que la intensidad se incrementa, el volumen de escorrentía cortical decrece exponencialmente. En cambio Yang *et al.* (2008) encontraron una relación lineal creciente entre estas variables. En cualquier caso parece que la intensidad apenas influye en la trascolación (Cantú Silva y Okumura, 1996).

La intermitencia en los eventos de lluvia potencia la evaporación y por tanto las pérdidas por interceptación (Rowe y Hendrix, 1951). Por eso Morey (1942) sugirió que cada tipo de tormenta tenía que ser estudiada de forma individual y no agrupada. Se ha hecho un gran esfuerzo por automatizar la medida del volumen e intensidad de la precipitación, para conocer al detalle la intensidad instantánea de cada evento y su intermitencia, pero se ha hecho poco esfuerzo por automatizar la medida de los flujos de interceptación y observar cómo varían con las características de la precipitación. En la revisión de Llorens y Domingo (2007) tan sólo el 6% de los estudios midieron de forma automática estos flujos. Las pérdidas por interceptación también dependen de la temperatura, la humedad relativa del aire, la velocidad y dirección del viento (Cape, 1991), mientras que la radiación incidente parece jugar un papel poco relevante en la evaporación durante la precipitación (Teklehaimanot y Jarvis, 1991; Domingo *et al.*, 1998; Carlyle-Moses, 2004).

### *Parcelas de erosión, factores de escala y precipitación simulada vs. precipitación natural*

En la investigación de la hidrología y la pérdida de suelo es común la utilización de parcelas de campo de diferentes diseños y tamaños. Esto ha generado una gran diversidad en los resultados dependiendo de las características de las parcelas de erosión, de su idoneidad para reflejar las peculiaridades de cada ecosistema y de los objetivos concretos de los trabajos de investigación. En los procesos hidrológicos y de erosión los efectos de escala son muy importantes. La longitud de las laderas, la pendiente, las variaciones de desnivel del suelo, no están presentes en estudios de pequeña escala que no dan, por ejemplo, a la deposición de los sedimentos toda la importancia que tienen a nivel de cuenca. Cuando los valores cuantitativos obtenidos con parcelas experimentales se extrapolan de forma directa a escalas mayores se pueden cometer grandes errores. La cantidad de suelo que se desplaza en una parcela experimental no es necesariamente una estimación de la "pérdida de suelo". No todo el suelo que se desplaza en una ladera o dentro de una cuenca se pierde a través de su desagüe, la mayor parte simplemente se redistribuye en el terreno sin representar una pérdida real de suelo (Trimble y Crosson, 2000).

A nivel de gestión, los estudios a escala de cuenca hidrográfica son fundamentales, son trabajos imprescindibles, que permiten tener en cuenta todos los factores implicados en los procesos hidrológicos y erosión: arranque de sólidos, transporte, infiltración, deposición de sedimentos,... (Gallart *et al.*, 2002). Pero cada cuenca hidrográfica o cada microcuenca, en realidad son únicas e irrepetibles. Por eso los datos que se obtienen a ese nivel son difíciles de extrapolar y la detección de las relaciones causa-efecto

es más compleja. Por el contrario, la predicción de lo que sucede a nivel de cuenca a partir de los resultados obtenidos en estudios de parcelas, grandes o pequeñas, es muy difícil porque los procesos que generan la escorrentía y la erosión no son lineales (Cammeraat, 2002).

Cuando se quiere conocer la influencia de determinados factores en detalle hay que utilizar metodologías adecuadas. Las microparcels (de menos de 2 m<sup>2</sup>) son importantes para estudiar los factores bióticos, porque permiten eliminar de los resultados la influencia de la longitud de la ladera, la rugosidad del terreno, la heterogeneidad del medio y además porque permiten trabajar con varias repeticiones por tratamiento, debido a su pequeño tamaño y su bajo coste. Pero cuando se pretende tener en cuenta estos factores es necesario trabajar con parcelas de mayor tamaño. Los trabajos de Poesen *et al.* (1994) muestran que los resultados de efectividad de la cubierta vegetal sobre la escorrentía y la pérdida de suelo, no son similares cuando se utilizan parcelas experimentales de diferentes tamaños. En este sentido Smets *et al.* (2008) observaron que en trabajos realizados con parcelas de menos de 11 metros de longitud se observaron valores heterogéneos de la efectividad de las cubiertas, mientras que en parcelas de 11 a 50 metros de longitud los resultados fueron menos variables y más próximos a su verdadera efectividad (Smets *et al.*, 2008). Las parcelas USLE, con una longitud de 20 metros y una superficie de 80 m<sup>2</sup>, ampliamente utilizadas por todo el mundo, son por tanto muy adecuadas para este tipo de trabajos experimentales. Estas parcelas se estandarizaron durante el desarrollo del modelo de predicción de pérdida de suelo USLE, y son estructuras rectangulares y delimitadas, que hacen que la escorrentía y los sólidos se concentren en la parte inferior de la parcela.

En cualquier caso las parcelas siempre plantean problemas cuando mas allá de comparar tratamientos, se quieren extrapolar los valores cuantitativos que se han obtenido. Esto es debido a que su instalación implica la alteración del medio. En las parcelas no están representadas una parte fundamental de las condiciones naturales como la heterogeneidad, la continuidad o la conectividad. La clave está en la dificultad que entraña representar la complejidad del ecosistema y sus interacciones por medio de parcelas experimentales. Cada paisaje tiene flujos de agua y sedimentos conectados entre sí y sometidos a las interacciones que existen entre estos procesos hidrológicos y las características del relieve, el tipo de vegetación y su distribución, que operan a diferentes escalas (Boix Fayos *et al.*, 2006).

Cuando la investigación sobre los fenómenos de erosión hídrica se basa en eventos naturales de precipitación se necesitan periodos experimentales muy largos. A veces se requieren decenas de años para tener conclusiones porque la frecuencia de los eventos erosivos es muy baja. Además es virtualmente imposible predecir dónde o cuándo va a tener lugar una tormenta, y saber cuándo se van a producir lluvias con la intensidad y duración suficientes como para que se generen escorrentía y erosión. Además no hay dos eventos de lluvia idénticos en términos de duración, intensidad, tamaño y distribución de las gotas, energía cinética, etc. Todo esto hace que en condiciones naturales de lluvia la comparación de la pérdida de suelo bajo diferentes tratamientos sea muy difícil, tanto por el periodo de tiempo que requieren las estimaciones, como porque las condiciones antes, durante y después de la tormenta nunca son las mismas (Rickson, 2001).

La precipitación simulada permite controlar las características de la lluvia y por tanto trabajar en condiciones de precipitación repetibles. Esto facilita el estudio de los procesos de erosión, permite obtener información en un periodo experimental mucho menor y de una forma más eficiente (Meyer, 1994; Cerdà, 1996; Nolan *et al.*, 1997). Es cierto que no es posible replicar exactamente la precipitación natural, y por tanto no es posible reproducir de forma exacta la erosividad de los eventos de lluvia (Nolan *et al.*, 1997), pero la simulación de lluvia permite realizar comparaciones entre tratamientos, por ejemplo permite comparar el efecto de diferentes cubiertas vegetales sobre la infiltración/escorrentía y la pérdida de suelo (Gutiérrez y Hernández, 1996).

La simulación de lluvia con equipos que utilizan agua a presión se viene utilizando en los trabajos experimentales desde los años 30 (USDA, 1979). El diseño de la mayor parte de simuladores de campo está condicionado por dos parámetros, la intensidad de lluvia que se desea simular y la necesidad de mantener un cierto tamaño de gota. A medida que se disminuye la presión de trabajo para bajar la intensidad, se incrementa el tamaño de las gotas y esto dificulta las simulaciones realistas para intensidades de precipitación inferiores a los 30 mm h<sup>-1</sup> (Rickson, 2001). Para los estudios de erosión en cuencas semiáridas se suelen simular precipitaciones de alta intensidad: Kincaid *et al.* (1964) emplearon una precipitación de 100 mm h<sup>-1</sup>, Simanton *et al.* (1991) en los trabajos de parametrización del modelo WEPP emplearon dos intensidades, 60 y 120 mm h<sup>-1</sup>, y Blackburn *et al.* (1992) simularon lluvias de 203 mm h<sup>-1</sup> durante 30 minutos con parcelas de muestreo de 0.45 m<sup>2</sup>. Hudson (1995) encontró que el 50% de la erosión

anual procedía sólo de dos tormentas y que el 75% de la erosión producida en un año se generó en tan solo diez minutos. En la cuenca Mediterránea la situación es semejante, los eventos de precipitación que causan escorrentía y erosión son los que tienen una intensidad elevada, y sus frecuencias son bajas. Por ejemplo, los eventos extremos con intensidades por encima de los 100 mm h<sup>-1</sup> tienen un período de recurrencia de 10 años (Cerdà, 2001).

## Área de estudio

El trabajo de tesis se ha realizado en una estación experimental de Guadalajara, en el Centro de la Península Ibérica (40°41' 0'' N; 3°12' 26'' W), a una altitud de 650 m.s.n.m. El clima es mediterráneo semiárido frío caracterizado por presentar un ombrotipo semiárido y un termotipo mesomediterráneo (Rivas-Martínez, 1996), con una precipitación media anual de 416 mm y una temperatura media anual de 13.4 °C. El régimen de precipitaciones se caracteriza por una gran variabilidad interanual e intranual, con una marcada estacionalidad, con precipitaciones abundantes durante los meses más fríos del año y un período muy seco en verano. Hay 70 días de heladas al año y un déficit hídrico de 430 mm entre finales de mayo y octubre. Durante el mes más cálido del año se recibe una radiación media de 547,1 cal cm<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> y se alcanza una temperatura media máxima de 32,3 °C durante el mes más cálido del año (Bienes *et al.*, 2000). El clima presenta una acusada continentalidad, con temperaturas medias muy bajas en invierno y temperaturas medias muy altas en verano.

El suelo es un Typic Rhodoxeralf (USDA, 1999), pedregoso, con un potente y compacto horizonte argílico y con un contenido de materia orgánica en torno al 1%. La tabla 1.1 muestra las principales características del perfil del suelo.

Tabla 1.1. Propiedades generales del suelo

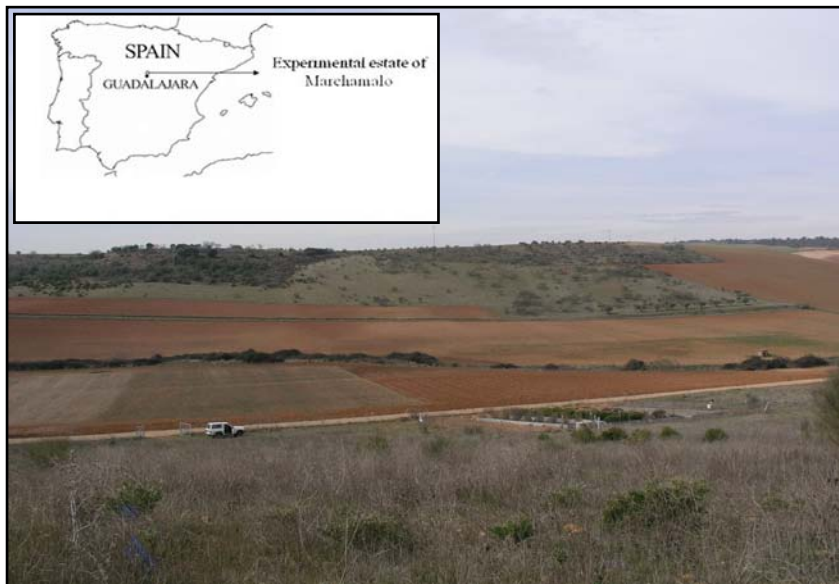
Horizonte	Ap	Bt	BB <sub>2</sub> Btca	BB <sub>3</sub> Btca
Profundidad (cm)	Ócrico 0-18	Argílico 18-85	Argílico 85-121	Argílico 121-153
Arena (%)	42.4	41.5	49.9	39.3
Limo (%)	21.1	13.5	18.8	52.3
Arcilla (%)	36.5	45.0	31.3	8.4
Gravas y piedras (%)	6.8	3.8	9.1	3.8
Materia orgánica (%)	1.1	1.0	0.3	0.5
Carbonatos totales (g kg <sup>-1</sup> )	6.7	1.3	2.7	2.7
pH (1:2.5 H <sub>2</sub> O)	7.6	8.0	8.1	8.2
Ca <sup>2+</sup> Intercambiable (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	22.0	17.7	20.6	3.7
Mg <sup>2+</sup> Intercambiable (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	2.3	2.1	3.7	6.0
K <sup>+</sup> Intercambiable (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	0.2	0.3	-	-

La estación experimental está situada en un valle. El fondo del valle está dedicado al cultivo del cereal, uso que también se le da a algunas laderas, en las que también se cultivan olivos. En otras laderas, el uso agrario se ha abandonado y se ha desarrollado vegetación natural de pastizal. En la parte alta del valle se desarrolla un bosque de encinas y quejigos, con cierto grado de madurez (Figura 1.1).

Los experimentos se realizaron en una ladera con un 12.5% de pendiente, que previamente había sido dedicada a cultivo de cereal. El uso agrícola en esta ladera se abandonó 13 años antes del inicio de los experimentos y el suelo se cubrió con pastizales típicos de etapas de la sucesión de bosques mediterráneos de encina (*Quercus ilex* L. y *Quercus faginea* L.). Dominan las especies herbáceas, fundamentalmente gramíneas anuales de los géneros *Bromus*, *Vulpia* y *Aegilops* con escasa presencia de gramíneas perennes (*Cynodon dactylon*, *Lolium rigidum* y *Dactylis glomerata* spp. *Hispanica*) y otras especies vegetales pertenecientes a muy diversas familias *Cistaceae* (*Helianthemum* spp. y *Halimium* spp.), *Brassicaceae* (*Diplotaxis* spp., *Capsella bursa-pastoris*), *Asteraceae* (*Filago pyramidata*), *Boraginaceae* (*Lithospermum officinale*), *Caryophyllaceae* (*Silene vulgaris*, *Stellaria media*, *Arenaria serpyllifolia*), *Escrofulariaceae* (*Veronica arvensis*) y *Compositae* (*Cirsium arvense*, *Scolymus hispanicus*, *Sonchus* spp. y *Taraxacum* spp).

En esta situación las comunidades vegetales que se forman sobre los terrenos calizos de la región, son pastizales terófitos con carácter ruderal y subnitrófilo (Rivas-Martínez e Izco, 1997) que evolucionan hacia asociaciones en las que la especie leñosa dominante es *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss. Estos retamares basófilos (asociaciones *Retamion Sphaerocarphae* de Rivas-Martínez et al. 2001) son característicos de las etapas de sustitución de los encinares y quejigares y constituyen un sistema

parecido a la sabana compuesto por un número variable de arbustos distribuidos aleatoriamente sobre una matriz de herbáceas (López-Pintor *et al.*, 2003) (Figura 1.2).



**Figura 1.1.** Estación experimental de Guadalajara, centro de la Península Ibérica, situada en una ladera en la que el uso agrario fue abandonado 13 años antes del inicio de los experimentos.

El conjunto de las condiciones climáticas de la zona (intensa sequía estival y periodo prolongado de heladas) plantea limitaciones importantes para el crecimiento de la vegetación). En estas condiciones, los pastos crecen principalmente durante la primavera, se marchitan en verano y tienen un lento e irregular crecimiento en otoño.



**Figura 1.2.** Detalle del valle donde se sitúa la estación experimental. En la parte central se observan las parcelas de erosión de 20x4 metros utilizadas en el capítulo 3. En la parte derecha se observa la ladera abandonada cubierta por pastizal poco evolucionado con ejemplares aislados del arbusto *R. sphaerocarpa*, antes de realizar la plantación de arbustos con los que se realizaron los experimentos del capítulo 2 y del capítulo 5. En la parte izquierda y en el fondo del valle se observa el uso agrícola de estas superficies.



## Objetivos, hipótesis y estructura de la tesis

El objetivo general de esta tesis doctoral es determinar los efectos del abandono de la actividad agraria sobre los fenómenos hidrológicos y erosivos en una zona de clima mediterráneo-frío del centro de España, y abordar la caracterización de vegetación arbustiva mediterránea desde el punto de vista de sus efectos sobre la escorrentía, la infiltración, los flujos de interceptación y la pérdida de suelo. Este objetivo general se divide en dos:

(i) Caracterizar y cuantificar los efectos del pastizal, generado tras el abandono de la agricultura en diferentes estados de desarrollo y los efectos de cuatro cubiertas arbustivas puras (*Dorycnium pentaphyllum*, *Colutea arborescens*, *Medicago strasseri*, *Retama sphaerocarpa*) sobre la generación de escorrentía y la pérdida de suelo.

(ii) Caracterizar y cuantificar aspectos hidrológicos relativos a la interceptación y la redistribución de la precipitación neta como consecuencia de los fenómenos de trascolación y escorrentía cortical en nueve especies de arbustos mediterráneos (*D. pentaphyllum*, *C. arborescens*, *M. strasseri*, *R. sphaerocarpa*, *Cistus ladanifer*, *Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis*, *Lavandula latifolia*, *Cytisus zeelandia*).

La hidrología y la erosión dependen por una parte de factores prácticamente fijos sobre los que es muy difícil intervenir, como el clima, el relieve o los materiales geológicos que generan un determinado tipo de suelo y por otra parte de factores variables como la vegetación, que controla buena parte de estos procesos.

Una de las hipótesis de partida de esta tesis doctoral es que los cambios de uso del suelo afectan a la cubierta vegetal y que por tanto el abandono de la agricultura modifica los procesos hidrológicos y erosivos. Otra hipótesis que se plantea es que las características concretas de cada tipo de vegetación, más allá de los efectos directos de cobertura, pueden dar lugar a efectos muy significativos, no siendo equivalentes los efectos de la vegetación herbácea a los de la vegetación arbustiva. Se considera también que esta última puede acelerar la recuperación de suelos agrícolas abandonados dotando al suelo de mayor estabilidad y a la cuenca de mayor capacidad de regulación hídrica. Esto puede tener una importante repercusión en la región Mediterránea donde el agua es un recurso escaso y hay un gran riesgo de erosión y desertificación. Otra hipótesis de partida es si entre los factores bióticos responsables de las modificaciones de los procesos hidrológicos hay algunos adecuados para estimar todos los cambios que la vegetación produce, a corto y largo plazo, o si por el contrario estos factores bióticos tienen un distinto significado para cada especie de arbusto.

La motivación principal que ha llevado a la realización de esta tesis es la necesidad de profundizar en el conocimiento de la influencia de diferentes tipos de vegetación mediterránea sobre la hidrología y la erosión. Los principales modelos de predicción como USLE, EUROSEM o WEPP se han desarrollado básicamente con información obtenida de cultivos agrícolas y con frecuencia fracasan si se aplican para predecir los efectos de diferentes formas de vegetación natural, porque son muchos los factores que intervienen, numerosas sus interacciones y no es fácil separar completamente los efectos directos e indirectos de la vegetación sobre la erosión y la hidrología (Quinton y Morgan, 1998; Mati *et al.*, 2006). También es cierto que se han desarrollado modelos para predecir los flujos de interceptación, como el modelo de Rutter *et al.* (1971) o Gash (1979). Sin embargo estos modelos se desarrollaron para especies arbóreas de zonas templadas y tropicales. En regiones semiáridas predomina la vegetación arbustiva, a la que durante mucho tiempo se le ha dado poca importancia en estos procesos (Belmonte Serrato y Romero Díaz, 1998; Dunkerley, 2000; Carlyle-Moses, 2004).

Esta tesis doctoral pretende contribuir a esclarecer las preguntas abiertas sobre la influencia de la vegetación mediterránea sobre la escorrentía y la pérdida de suelo:

¿Tienen la misma importancia relativa los efectos directos e indirectos en el pastizal natural y en los arbustos? ¿Hay diferencias en la importancia de los efectos indirectos entre las especies de arbustos? Es importante discriminar estos efectos, ya que los efectos directos actúan mientras la cubierta aérea está presente, mientras que los indirectos permanecen durante algún tiempo aunque la cubierta no esté presente, confiriendo al suelo mayor estabilidad y mayor capacidad de regulación hídrica.

¿Es posible predecir la escorrentía/infiltración y la pérdida de suelo en base a los parámetros biométricos de las plantas? ¿Qué influencia tendrán los efectos indirectos de las plantas? ¿Es posible predecir los flujos de interceptación a partir de los parámetros

biométricos de fácil determinación? ¿Qué parámetros son los que mejor estiman las variables hidrológicas y la pérdida de suelo? ¿Se pueden predecir estos flujos sólo en función de las variables biométricas o la especie de arbusto también influye?, es decir esas variables biométricas: ¿Tienen el mismo significado con independencia de la especie de la que se trate?

¿La estructura en forma de embudo de la copa favorece realmente la escorrentía cortical? ¿Es posible que favorecer la escorrentía cortical sea un mecanismo adaptativo de algunas especies para defenderse del stress hídrico?

Estos planteamientos genéricos se desglosan en los siguientes **objetivos específicos**:

1. Caracterizar mediante lluvia simulada en pequeña parcela la influencia del abandono de la actividad agraria sobre la infiltración, la escorrentía y la pérdida de suelo, en una ladera de una región de clima mediterráneo frío. Con esta finalidad se analizaron los efectos del pastizal generado de forma natural tras el abandono.
2. Caracterizar mediante lluvia simulada en pequeña parcela la influencia de cuatro especies de arbustos mediterráneos (*Dorycnium pentaphyllum*, *Colutea arborescens*, *Medicago strasseri* y *Retama sphaerocarpa*) sobre la escorrentía y la pérdida de suelo.
3. Determinar por separado la importancia relativa de los efectos directos e indirectos del pastizal y de las 4 especies de arbustos (*D. pentaphyllum*, *C. arborescens*, *M. strasseri* y *R. sphaerocarpa*) mediante lluvia simulada en pequeña parcela.
4. Estudiar en condiciones reales de precipitación, los efectos de tres especies de arbustos (*D. pentaphyllum*, *C. arborescens* y *M. strasseri*) sobre la escorrentía y las pérdidas de suelo medidas en parcelas USLE, y así analizar la influencia de factores abióticos (duración, volumen e intensidad de precipitación).
5. Analizar las relaciones de las propiedades biométricas y sus efectos sobre la pérdida de suelo y la hidrología.
6. Evaluar en condiciones de laboratorio la capacidad de almacenamiento y la escorrentía cortical en 9 especies de arbustos mediterráneos de características morfológicas y estructurales variables (*D. pentaphyllum*, *C. arborescens*, *M. strasseri*, *R. sphaerocarpa*, *Cistus ladanifer*, *Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis*, *Lavandula latifolia*, *Cytisus zeelandia*).
7. Estudiar en condiciones reales de precipitación las pérdidas por interceptación, la trascolación y la escorrentía cortical de cuatro especies de arbustos (*D. pentaphyllum*, *C. arborescens*, *M. strasseri* y *R. sphaerocarpa*), y así analizar la influencia de factores abióticos (duración, volumen e intensidad de precipitación, temperatura y humedad relativa).
8. Comparar diferentes metodologías de medida de la pérdida de suelo y la escorrentía (microparcels vs. parcelas USLE), de los flujos de interceptación: capacidad de almacenamiento (inmersión vs. simulación) y de las pérdidas por evaporación del agua interceptada y escorrentía cortical (precipitación simulada vs. precipitación natural).

---

## Estructura de la memoria e Instituciones vinculadas al desarrollo de la tesis

### *Estructura de la memoria de tesis*

Además del presente capítulo de introducción, esta memoria está constituida por otros cinco capítulos. Los capítulos 2, 3 y 4 se corresponden con artículos científicos ya publicados (*European Journal of Soil Science*, *Journal of Hydrology*), o aceptados para su publicación en revistas especializadas (*Catena*) y en ellos se ha mantenido fielmente la estructura de las publicaciones en su versión final incluido el idioma (inglés), aún a sabiendas de que este tipo de organización puede generar cierta redundancia en la descripción del área de estudio y los métodos empleados. El capítulo 5 se encuentra en fase de preparación para ser enviado a publicar y se ha presentado en idioma castellano. Los capítulos 2, 3 y 5 se han realizado en la estación experimental de Guadalajara descrita anteriormente, mientras que el capítulo 4 se ha realizado en condiciones controladas en un invernadero del IMIDRA.

El **capítulo 2** desarrolla los objetivos específicos 1, 2 y 3, y parcialmente el objetivo específico 5. Este trabajo, realizado a escala de planta, se centra en el estudio del efecto del abandono agrario (caracterizando la vegetación de pastizal natural desarrollada) y de cuatro especies de arbustos mediterráneos (*D. pentaphyllum*, *C. arborescens*, *M. strasseri* y *R. sphaerocarpa*) sobre la infiltración, la escorrentía y la pérdida de suelo. En ambos tipos de vegetación se han medido por un lado los efectos directos asociados a la cubierta aérea y los efectos indirectos debidos a los cambios inducidos por la vegetación en el suelo. Para abordarlo se ha empleado precipitación simulada de alta intensidad (113 mm h<sup>-1</sup>). El desarrollo y la caracterización del simulador se ha realizado en colaboración con otros investigadores del IMIDRA y se encuentra descrito en un artículo publicado en la revista *Edafología* (Pérez *et al.*, 2003) que se incluye en el anexo 1.

El **capítulo 3** desarrolla el objetivo específico 4 y parcialmente los objetivos específicos 5 y 8. Este trabajo, se centra en el análisis de la respuesta hidrológica (generación de escorrentía y sedimentos) en condiciones reales de precipitación y a escala de ladera (parcela de 20 m x 4 m), bajo las cubiertas de tres de las cuatro especies de arbustos estudiadas en el capítulo 2 (*D. pentaphyllum*, *C. arborescens* y *M. strasseri*), y así analizar la influencia de factores abióticos (duración, volumen e intensidad de precipitación). Aborda parcialmente el objetivo 8 porque se comparan los resultados obtenidos a escala de parcela con los obtenidos a escala de planta en el capítulo 2.

El **capítulo 4** desarrolla el objetivo específico 6 y parcialmente el objetivo específico 8. Este trabajo, llevado a cabo en condiciones controladas, se centra en la determinación de la capacidad de almacenamiento y la escorrentía cortical en 9 especies de arbustos mediterráneos de características morfológicas y estructurales variables (*D. pentaphyllum*, *C. arborescens*, *M. strasseri*, *R. sphaerocarpa*, *Cistus ladanifer*, *Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis*, *Lavandula latifolia*, *Cytisus zeelandia*). Para abordarlo se ha empleado precipitación simulada de moderada intensidad (13 mm h<sup>-1</sup>). El desarrollo y la calibración de este simulador se ha realizado en el IMIDRA. Este capítulo aborda parcialmente el objetivo 8 porque se comparan la capacidad de almacenamiento obtenida mediante la técnica de simulación con la obtenida mediante la técnica de inmersión.

El **capítulo 5** desarrolla el objetivo específico 7 y parcialmente el objetivo específico 8. Este trabajo, realizado a escala de planta y con precipitación natural, se centra en el estudio de las pérdidas por interceptación, la escorrentía cortical y la trascolación en cuatro especies de arbustos mediterráneos (*D. pentaphyllum*, *C. arborescens*, *M. strasseri* y *R. sphaerocarpa*). Aborda parcialmente el objetivo 8 puesto que en él se comparan los resultados obtenidos en el capítulo 4 en condiciones controladas, con los obtenidos en condiciones reales. Para abordar la caracterización de los flujos de interceptación en este tipo de vegetación, se ha empleado una adaptación del dispositivo "caja de interceptación" descrito en Belmonte Serrato y Romero Díaz (1998). Una descripción detallada de la técnica se encuentra en el anexo 2 de la tesis.

En cada uno de estos capítulos ha sido necesario medir la cobertura. Para ello se han tomado imágenes ortogonales y se ha realizado un tratamiento y análisis de las mismas que está recogido en el anexo 3 de la tesis.

A continuación de estos cuatro capítulos que recogen los resultados experimentales, se presenta un nuevo capítulo (**capítulo 6**) que constituye la síntesis de los resultados más destacados y las conclusiones principales de esta tesis.

*Instituciones vinculadas al desarrollo de la tesis*

La presente tesis se puso en marcha en el seno de proyectos de investigación financiados por la Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid y el Ministerio de Educación y Ciencia, con participación de investigadores de varias universidades y centros de investigación agraria.

Proyecto: "Evaluación de leguminosas arbustivas silvestres para la revegetación de suelos degradados y la lucha contra la erosión en la Comunidad de Madrid". (Subproyecto II: 07M/0077/1998). Con participación del Instituto Nacional de Investigación Agraria (INIA-CRF) y el Instituto Madrileño de Investigación Agraria (IMIA), y financiado por la Consejería de Educación y Cultura de la Comunidad de Madrid.

Proyecto: "Revegetación y regeneración de suelos yesíferos de la Comunidad de Madrid con leguminosas arbustivas silvestres" (07M/0023/2000). Con participación del Instituto Nacional de Investigación Agraria (INIA-CRF), la Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola (INEA-Universidad de Valladolid) y el Instituto Madrileño de Investigación Agraria (IMIA), y financiado por la Consejería de Educación y Cultura de la Comunidad de Madrid.

Proyecto: "Recuperación de suelos degradados mediante una cubierta de leguminosas arbustivas silvestres y la aplicación de compost de lodos de depuradora. Influencia sobre una revegetación con encinas". (Subproyecto II: RTA01-078-C2-2). Con participación del Instituto Nacional de Investigación Agraria (INIA-CRF) y el Instituto Madrileño de Investigación Agraria (IMIA), y financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Proyecto: "Regeneración de suelos degradados mediante el control de la erosión y revegetación. Aplicación de residuos (lodos compostados de depuradora) y ensayos de lluvia simulada". (07M/0011/2002). Con participación del INIA (CRF) y el IMIA, y financiado por la Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid.

Además la actividad del autor de esta tesis, Pablo García Estringana, fue financiada con una beca predoctoral del Instituto Nacional de Investigación Agraria con destino en el organismo autónomo Instituto Madrileño de Investigación Agraria y Alimentaria (IMIA) que posteriormente pasó a denominarse Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural Agrario y Alimentario (IMIDRA).

---

## Referencias

- Aboal, J.R., Morales, D., Hernández, M., Jiménez, M.S. 1999. The measurement and modelling of the variation of stemflow in a laurel forest in Tenerife, Canary Islands. *Journal of Hydrology* 221, 161-175.
- Agnese, C., Bagarello, V., Corrao, C., D'Agostino, L., D'Asaro, F. 2006 Influence of the rainfall measurement interval on the erosivity determinations in the Mediterranean area. *Journal of Hydrology* 329, 39– 48.
- Alegre, J., Alonso-Blázquez, N., de Andrés, F., Tenorio, J.L., Ayerbe, L. 2004. Revegetation and reclamation of soils using wild leguminous shrubs in cold semiarid Mediterranean conditions: Litterfall and carbon and nitrogen returns under two aridity regimes. *Plant and Soil* 263, 203-112.
- Andreu, V., Rubio, J.L., Cerni, R. 1994. Use of a shrub (*Medicago arborea*) to control water erosion on steep slopes. *Soil Use and Management* 10, 95-99.
- Aronson, J., Floret, C., LeFloch, E., Ovalle, C., Pontanier, R. 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid lands. I. A view from the south. *Restoration Ecology* 1, 8-17.
- Aston, A.R., 1979. Rainfall interception by eight small trees. *Journal of Hydrology* 42, 383–396.
- Barea, J.M., Requena, N., Jimenez, I. 1996. A revegetation strategy based on the management of arbuscular mycorrhizae, Rhizobium and rhizobacteria for the reclamation of desertified Mediterranean shrubland ecosystems. In: *Mycorrhization of Forest Plants under Arid and Semi-arid Conditions and Desertification Control in the Mediterranean*, CIHEAM-IAMZ, Zaragoza, pp. 75–86.
- Becher, H.H. 2003. Estimating soil loss due to erosion by water or wind. *Field Assessment of Soil Quality (Resources Management)*, Chair of Soil Science, WZW, Technical University of Munich.
- Belmonte Serrato, F., Romero Díaz, A. 1998. A simple technique for measuring rainfall interception by small shrub: "interception flow collection box". *Hydrological Processes* 12, 471-481.
- Belmonte Serrato, F., Romero Díaz, A., López Bermúdez, F., Hernández Laguna, E. 1999. Óptimo de cobertura vegetal en relación a las pérdidas de suelo por erosión hídrica y las pérdidas de lluvia por interceptación. *Papeles de Geografía* 30, 5-15.
- Bellot, J., Escarre, A. 1998. Stemflow and throughfall determination in a resprouted Mediterranean holm-oak forest. *Annals of Forest Science* 55, 847-865.
- Bienes, R., Fernández-Quintanilla, C., Gallego, J., Herranz, J.L., Martínez, T., Mauri, P., Navarrete, L., Nieves, M., Pascual, H., Sánchez-Girón, V., Vergara, G. 2000 'El Encín' *Clima, Suelo y Vegetación*. Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid, 187 pp.
- Bienes, R., Domínguez, M.A., Pérez, R. 2001. Mapa de degradación de los suelos de la Comunidad de Madrid. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, 121 pp.
- Blackburn, W.H., Pierson, F.B., Hanson, C.L., Thurow, T.L., Hanson, A.L. 1992. The spatial and temporal influence of vegetation on surface soil factors in semiarid rangelands. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 35, 479-486.
- Bochet, E., Poessen, J., Rubio, J.L. 2006. Runoff and soil loss under individual plants of a semi-arid Mediterranean shrubland: influence of plant morphology and rainfall intensity. *Earth Surface Processes and Landforms* 31, 536-549.
- Boix Fayos, C., Martínez Mena, M., Arnau Rosalén, E., Calvo Cases A., Castillo, V., Albaladejo, J. 2006. Measuring soil erosion by field plots: Understanding the sources of variation. *Earth-Science Reviews* 78, 267–285.

- Bonham, C.D., 1989. Measurements for Terrestrial Vegetation. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Brandt, C.J., Thornes, J.B. 1996. Mediterranean desertification and land use. John Wiley & Sons, Chichester, 554 pp.
- Brazier, R.E., Bilotta, G.S., Haygarth, P.M. 2007. A perspective on the role of lowland, agricultural grasslands in contributing to erosion and water quality problems in the UK. *Earth Surface Processes and Landforms* 32, 964-967.
- Breshears, D.D., Nyhan, J.W., Heil, C.E., Wilcox, B.P. 1998. Effects of woody plants on microclimate in a semiarid woodland: Soil temperature and evaporation in canopy and intercanopy patches. *International Journal of Plant Sciences* 159, 1010-1017.
- Busby, F.E., Gifford, G.F. 1981. Effects of livestock grazing on infiltration and erosion rates measured on chained and unchained sites in southeastern Utah. *Journal of Range Management* 34, 400-405.
- Cammeraat, E.L.H. 2002. A review of two strongly contrasting geomorphological systems within the context of scale. *Earth Surface Processes and Landforms* 27, 1201-1222.
- Cammeraat, E.L.H., Cerdà, A., Imeson, A.C. 2010. Ecohydrological adaptation of soils following land abandonment in a semi-arid environment. *Ecohydrology* 3, 421-430.
- Cantú Silva, I., Okumura, T., 1996. Rainfall partitioning in a mixed oak forest with dwarf bamboo undergrowth. *Journal of Environmental Hydrology* 4, 1-16.
- Cape, J.N., Brown, A.H.F., Robertson, S.M.C., Howson, G., Paterson, I.S. 1991. Interspecies comparisons of throughfall and stemflow at three sites in northern Britain. *Forest Ecology and Management* 46, 165-177.
- Carlyle-Moses, D.E. 2004. Throughfall, stemflow and canopy interception loss fluxes in a semi-arid Sierra Madre Oriental matorral community. *Journal of Arid Environments* 58, 180-201.
- Carlyle-Moses, D.E., Price, A.G. 2006. Growing-season stemflow production within a deciduous forest of southern Ontario. *Hydrological Processes* 20, 3651-3663.
- Carson, M.A., Kirkby, M.J. 1972. Hillslope form and process. Cambridge University Press, Cambridge, 475 pp.
- Castillo, V.M., Gómez-Plaza, A., Martínez-Mena, M. 2003. The role of antecedent soil water content in the runoff response of semiarid catchments: a simulation approach. *Journal of Hydrology* 284, 114-130.
- Cecchi, G.A., Kröpfel, A.I., Villasuso, N.M., Distel, R.A. 2006. Stemflow and soil water redistribution in intact and disturbed plants of *Larrea divaricata* in southern Argentina. *Arid Land Research and Management* 20, 209-217.
- Cerdà, A. 1996. Seasonal variability of infiltration rates under contrasting slope conditions in southeast Spain. *Geoderma* 69, 217-232.
- Cerdà, A. 1997. The effect of patchy distribution of *Stipa tenacissima* L. on runoff and erosion. *Journal of Arid Environments* 36, 37-51.
- Cerdà, A. 2001. Effects of rock fragment cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science* 52, 59-68.
- Cerdà, A., Imeson, A.C., Poesen, J., 2007. Soil Water Erosion in Rural Areas. *Catena special issue* 71, 191- 252.
- Cerdà, A., Flanagan, D.C., le Bissonnais, Y., Boardman, J., 2009. Soil Erosion and Agriculture. *Soil and Tillage Research* 106, 107-108.

- 
- Cerdà, A., Hooke, J., Romero-Díaz, A., Montanarella, L., Lavee, H., 2010. Soil erosion on Mediterranean type-ecosystems. *Land Degradation and Development* 21, 71-74.
- Christensen, O.B., Christensen, J.H. 2004. Intensification of extreme European summer precipitation in a warmer climate. *Global and Planetary Change* 44, 107-117.
- CORINE 1992. CORINE soil erosion risk and important land resources. Commission of the European Communities. Directorate General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, EUR 13233 EN., Brussels, 97 pp & maps.
- Cosandey, C., Andréassian, V., Martin, C., Didon-Lescot, J.F., Lavabre, J., Folton, N., Mathys, N., Richard, D. 2005. The hydrological impact of the Mediterranean forest: a review of French research. *Journal of Hydrology* 301, 235-249.
- Crockford, R.H., Richardson, D.P. 1990. Partitioning of rainfall in a eucalypt forest and pine plantation in southeastern Australia: II stemflow and factors affecting stemflow in a dry sclerophyll eucalypt forest and a *Pinus radiata* plantation. *Hydrological Processes* 4, 145-155.
- Crockford, R.H., Richardson, D.P. 2000. Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. *Hydrological Processes* 14, 2903-2920.
- De Luis, M. 2000. Estudio espacial y temporal de las tendencias de lluvia en la Comunidad Valenciana (1961-1990). Geoforma Ediciones e Instituto Alicantino de Cultural Juan Gil-Albert, Zaragoza, 112 pp.
- De Soyza, A.G. 2002. Development of quantitative tools for improved environmental decision-making in arid environment. *Environmetrics* 13, 523-533.
- Deguchi, A., Hattori, S., Park, H. 2006. The influence of seasonal changes in canopy structure on interception loss: application of the revised Gash model. *Journal of Hydrology* 318, 80-102.
- DISMED 2003. Information on the DISMED project is available on the web at <http://dismed.eionet.europa.eu/>, Accessed 01/02/2011.
- Domingo, F., Sánchez, G., Moro, M.J., Brenner, A.J., Puigdefábregas, J. 1998. Measurement and modelling of rainfall interception by three semi-arid canopies. *Agricultural and Forest Meteorology* 91, 275- 292.
- Dortignac, E.J., Love, L.D. 1960. Relation of plant cover to infiltration and erosion in Ponderosa pine forests of Colorado. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, St. Joseph, Michigan, Vol. 3, No. 1, pp. 58-61.
- Dunkerley, D.L. 1999. Plant canopy interception of rainfall and its significance in a banded landscape, arid western New South Wales, Australia. *Water Resources Research* 35, 1581-1586.
- Dunkerley, D., 2000. Measuring interception loss and canopy storage in dryland vegetation: a brief review and evaluation of available research strategies. *Hydrological Processes* 14, 669-678.
- Dunkerley, D. 2008. Intra-storm evaporation as a component of canopy interception loss in dryland shrubs: observations from Fowlers Gap, Australia. *Hydrological Processes* 22, 1985-1995.
- Durán Zuazo, V.H., Francia Martínez, J.R., Martínez Raya, A. 2004. Impact of vegetative cover on runoff and soil erosion at hillslope scale in Lanjaron, Spain. *The Environmentalist* 24, 39-48.
- Edwards, C.A., Bohlen, P.J. 1996. *Biology and ecology of earthworms*. 3rd ed. Chapman & Hall, London, UK, 58 pp.
- Elwell, H., Stocking, M. 1976. Vegetal cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. *Geoderma* 15, 61-70.
- European Environment Agency 2008. Mapping sensitivity to desertification (DISMED), Working paper on methodology. Version 2, January 2008. Prepared by: Francisco Domingues and Jaume Fons-Esteve, ETC/LUSI - Autonomous University of Barcelona.

- FAO 1980. Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos. FAO y PNUMA, Roma, 86 pp.
- Francis, C., Thornes, J.B. 1990. Matorral: Erosion and reclamation. En: Albaladejo, J., Stocking, M.A., Díaz, E. (Eds.), Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Murcia, pp. 87-116.
- Gallart, F., Llorens, P., Latron, J., Regüés, D. 2002. Hydrological processes and their seasonal controls in a small Mediterranean mountain catchment in the Pyrenees. *Hydrology and Earth System Sciences* 6, 527-537.
- García Ortiz, E.M. 2006. Efecto de la estructura de la copa en la partición de lluvia de tres especies arbustivas en clima semiárido. Tesis Doctoral, Universidad de Almería, 438 pp.
- García-Ruiz, J.M., Ruiz Flaño, P., Lasanta, T. 1996. Soil erosion after farmland abandonment in submediterranean mountains: a general outlook. En: Rubio, J.L., Calvo, A. (Eds.), Soil degradation and desertification in Mediterranean environments, Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 165-183.
- García-Ruiz, J.M., López Bermúdez, F. 2009. Un caso especial: badlands y sufosión. En: Erosión del suelo en España, Sociedad Española de Geomorfología, Zaragoza, pp. 239-272.
- García-Ruiz, J.M. 2010. The effects of land uses on soil erosion in Spain: a review. *Catena* 81, 1-11.
- Gash, J.H.C. 1979. An analytical model of rainfall interception by forest. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 105, 43-55.
- Gash, J.H.C., Lloyd, C.R., Lachaud, G. 1995. Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. *Journal of Hydrology* 170, 79-86.
- Geeson, N., Brandt, C.J., Thornes, J.B. 2002. Mediterranean desertification: a mosaic of processes and responses. John Wiley & Sons, LTD, 433 pp.
- Glover, J., Gwynne, M.D. 1962. Light rainfall and plant survival in East Africa I. Maize. *Journal of Ecology* 50, 111-118.
- Godínez-Alvarez, H., Herrick, J.E., Mattocks, M., Toledo, D., Van Zee, J. 2009. Comparison of three vegetation monitoring methods: Their relative utility for ecological assessment and monitoring. *Ecological Indicators* 9, 1001-1008.
- González-Hidalgo, J.C., Peña-Monné, J.L., de Luis, M. 2007. A review of daily soil erosion in Western Mediterranean areas. *Catena* 71, 193-199.
- Guevara-Escobar, A., González-Sosa, E., Véliz-Chávez, C., Ventura-Ramos, E., Ramos-Salinas, M. 2007. Rainfall interception and distribution patterns of gross precipitation around an isolated *Ficus benjamina* tree in an urban area. *Journal of Hydrology* 333, 532-541.
- Gutierrez, J., Hernández, I.I. 1996. Runoff and interrill erosion as affected by grass cover in a semi-arid rangeland of northern Mexico. *Journal of Arid Environments* 34, 287-295.
- Haase, P., Pugnaire, F.I., Clark, S.C., Incoll, L.D. 2000. Photosynthetic rate and canopy development in the drought-deciduous shrub *Anthyllis cytisoides* L. *Journal of Arid Environments* 46, 79-91.
- Hashino, M., Yao, H., Yoshida, H. 2002. Studies and evaluations on interception processes during rainfall based on a tank model. *Journal of Hydrology* 255, 1-11.
- Herwitz, S.R. 1987. Raindrop impact and water flow on the vegetative surfaces of trees and the effects on stemflow and throughfall generation. *Earth Surface Processes and Landforms* 12, 425-432.



- 
- Hester, J.H., Thurow, T.L., Taylor, C.A. Jr. 1997. Hydrologic characteristics of vegetation types as affected by prescribed burning. *Journal of Range Management* 50, 199-204.
- Holder, C.D. 2007. Leaf water repellency of species in Guatemala and Colorado (USA) and its significance to forest hydrology studies. *Journal of Hydrology* 336, 147-154.
- Holtan, H.N. 1961. A concept for infiltration estimates in watershed engineering. Agricultural Research Service, USDA, Washington DC., pp. 41-51.
- Hudson, N. 1995. Soil conservation. Iowa State University Press, Ames, Iowa, 392 pp.
- IPCC 2007. Climate Change 2007, Synthesis Report. UNEP, 52 pp.
- Johnson, C.W., Blackburn, W.H. 1989. Factors contributing to sagebrush rangeland soil loss. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 32, 155-160.
- Keim, R.F., Skaugset, A.E., Weiler, M. 2006. Storage of water on vegetation under simulated rainfall of varying intensity. *Advances in Water Resources* 29, 974-986.
- Kincaid, D.R., Gardner, J.L., Schreiber, H.A. 1964. Soil and vegetation parameters affecting infiltration under semiarid conditions. *Publ. IAHS* 65, 440-453.
- Kinnell, P.I.A. 2004. Sediment delivery ratios: a misaligned approach to determining sediment delivery from hillslopes. *Hydrological Processes* 18, 3191-3194.
- Kinnell, P.I.A. 2005. Raindrop impact induced erosion processes and prediction: a review. *Hydrological Processes* 19, 2815-2844.
- Kinnell, P.I.A. 2010. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. *Journal of Hydrology* 385, 384-397.
- Kirkby, M.J., Jones, R.J.A., Irvine, B., Gobin, A., Govers, G., Cerdan, O., Van Rompaey, A.J.J., Le Bissonnais, Y., Daroussin, J., King, D., Montanarella, L., Grimm, M., Vieillefont, V., Puigdefabregas, J., Boer, M., Kosmas, C., Yassoglou, N., Tsara, M., Mantel, S., Van Lynden, G.J., Huting, J. 2004. Pan-European Soil Erosion Risk Assessment: The PESERA Map, Version 1 October 2003. Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.73 (S.P.I.04.73). European Soil Bureau Research Report No.16, EUR 21176, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 18pp. and 1 map.
- Klaassen, W., Bosveld, F., de Water, E. 1998. Water storage and evaporation as constituents of rainfall interception. *Journal of Hydrology* 212-213, 36-50.
- Korhonen, L., Korhonen, K.T., Rautiainen, M., Stenberg, P. 2006. Estimation of forest canopy cover: a comparison of field measurement techniques. *Silva Fennica* 40, 577-588.
- Kosmas, C., Danalatos, N.G., López-Bermúdez, F., Romero Diaz, M.A. 2002. The effect of land use on soil erosion and land degradation under Mediterranean conditions. In: Geeson, N.A., Brandt, C.J., Thornes, J.B. (Eds.), *Mediterranean Desertification: A Mosaic of Processes and Responses*. Wiley, Chichester, pp. 57-70.
- Koulouri, M., Giourga, C. 2007. Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. *Catena* 69, 274-281.
- Kummerow, J. 1989. Structural aspects of shrubs in Mediterranean type plant communities. In: Bellot, J. (Ed.), *Jornadas Sobre las Bases Ecológicas para la Gestión de Ecosistemas Terrestres. Opciones Mediterráneas. Série Séminaires. CIHEAM IAMZ, Zaragoza, Vol. 3, pp. 5-11.*

- Lafren, J.M., Lane, L.J., Foster, G.R. 1991. WEPP: A new generation of erosion prediction technology. *Journal of Soil and Water Conservation* 46, 34-38.
- Lafren, J.M., Elliott, J., Flanagan, D.C., Meyer, C.R., Nearing, M.A. 1997. WEPP-predicting water erosion using a process-based model. *Journal of Soil and Water Conservation* 52, 96-102.
- Lal, R. 1976. Soil erosion on Alfisols in Western Nigeria: III. Effects of rainfall characteristics. *Geoderma* 16, 389-401.
- Langbein, W.B., Schumm, S.A. 1958. Yield of sediment in relation to mean annual precipitation. *Transactions of the American Geophysical Union* 39, 1076-1084.
- Lasanta, T., García-Ruiz, J.M., Pérez-Rontomé, C., Sancho-Marcén, C. 2000. Runoff and sediment yield in a semi-arid environment: the effect of land management after farmland abandonment. *Catena* 38, 265-278.
- Latron, J., Gallart, F. 2007. Seasonal dynamics of runoff-contributing areas in a small Mediterranean research catchment (Vallcebre, Eastern Pyrenees). *Journal of Hydrology* 335, 194-206.
- Latron, J., Gallart, F. 2008. Runoff generation processes in a small Mediterranean research catchment (Vallcebre, Eastern Pyrenees). *Journal of Hydrology* 358, 206-220.
- Leonard, R.E. 1965. Mathematical theory of interception. In: Sopper, W.E., Lull, H.W. (Eds.), *Forest Hydrology*. Pergamon, Oxford, pp. 131-136.
- Lepart, J., Debussche, M. 1992. Human impact on landscape patterning: Mediterranean examples. In: Handsen, A.J., di Castri, F. (Eds.), *Landscape boundaries, consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer, New York, pp. 76-106.
- Lesschena, J.P., Kok, K., Verburg, P.H., Cammeraat, L.H. 2006. Identification of vulnerable areas for gully erosion under different scenarios of land abandonment in Southeast Spain. *Catena* 71, 110-121.
- Levia, D.F., Frost, E.E. 2003. A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. *Journal of Hydrology* 274, 1-29.
- Levia, D.F., Frost, E.E. 2006. Variability of throughfall volume and solute inputs in wooded ecosystems. *Progress in Physical Geography* 30, 605-632.
- Li, X.Y., Liu, L.Y., Gao, S.Y., Ma, Y.J., Yang, Z.P. 2008. Stemflow in three shrubs and its effect on soil water enhancement in semiarid loess region of China. *Agricultural and Forest Meteorology* 148, 1501-1507.
- Li, X.Y., Yang, Z.P., Li, Y.T., Lin, H. 2009. Connecting ecohydrology and hydrogeology in desert shrubs: stemflow as a source of preferential flow in soils. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 6, 1551-1580
- Liu, S. 1998. Estimation of rainfall storage capacity in the canopies of cypress wetlands and slash pine uplands in North-Central Florida. *Journal of Hydrology* 207, 32-41.
- López Bermúdez, F. 1990. Soil erosion by water on the desertification of a semi-arid Mediterranean fluvial basin: the Segura basin, Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 33, 129-145.
- López-Pintor, A., Espigares, T., Rey Benayas, J.M. 2003. Spatial segregation of plant species caused by *Retama sphaerocarpa* influence in a Mediterranean pasture: a perspective from the soil seed bank. *Plant Ecology* 167, 107-116.
- Llorens, P., Domingo, F. 2007. Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. *Journal of Hydrology* 335, 37-54.

- 
- Mandal, U.K., Rao, K.V., Mishra, P.K., Vittal, K.P.R., Sharma, K.L., Narsimlu, B., Venkanna, K. 2006. Soil infiltration, runoff and sediment yield from a shallow soil with varied stone cover and intensity of rain. *European Journal of Soil Science* 56, 435-443.
- Marques, M.J., Jiménez, L., Pérez-Rodríguez, R., García-Ormaechea, S., Bienes, R. 2005. Reducing water erosion in a gypsic soil by combined use of organic amendment and shrub revegetation. *Land Degradation and Development* 16, 339-350.
- Marques, M.J., Bienes, R., Pérez-Rodríguez, R., Jiménez, L. 2008. Soil degradation in Central Spain due to sheet water erosion by low-intensity rainfall events. *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 414-423.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM). 2009. Anuario de Estadística. <http://www.marm.es/es/estadistica/temas/anuario-de-estadistica/default.aspx#para2> Accessed 01/03/2011.
- Martínez Fernández, J., Martínez Fernández, J., López Bermúdez, F. 1994. Evolución de algunas propiedades edáficas y de la vegetación en campos abandonados en ambiente semiárido. En: García Ruiz, J.M., Lasanta, T. (Eds.) *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*. Sociedad Española de Geomorfología. Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC. Logroño, pp. 107-120.
- Martínez Fernández, J., Martínez Fernández, J., López Bermúdez, F., Romero Díaz, A., Belmonte Serrato, F. 1996. Evolution of vegetation and pedological characteristics in fields with different age of abandonment: A case study in Murcia (Spain). En Rubio, J.L., Calvo, A. (Eds.), *Soil Degradation and Desertification in Mediterranean Environments*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 279-290.
- Martínez-Meza, E., Whitford, W.G. 1996. Stemflow, throughfall and channelization of stemflow by roots in three Chihuahuan Desert shrubs. *Journal of Arid Environments* 32, 271-288.
- Mati, B.M., Morgan, R.P.C., Quinton, J.N. 2006. Soil erosion modelling with EUROSEM at Embori and Mukogodo catchments, Kenya. *Earth Surface Processes and Landforms* 31, 579-588.
- Meuser, A. 1990. Effects of afforestation on run-off characteristics. *Agricultural and Forest Meteorology* 50, 125-138.
- Meyer, L.D. 1994. Rainfall simulators for soil erosion research. In: Lal, R. (Ed.), *Soil erosion research methods*. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, Iowa, pp. 83-103.
- Monson, R.K., Grant, M.C., Jaeger, C.H., Schettle, A.W. 1992. Morphological causes for the retention of precipitation in the crowns of alpine plants. *Environmental and Experimental Botany* 32, 319-327.
- Morey, H.F. 1942. Discussion of: W.M. Johnson, The interception of rain and snow by a forest of young Ponderosa pine. *American Geophysical Union Transactions* 23, pp. 569-570.
- Morgan, R.P.C. 1995. *Soil erosion and conservation*. Second edition, Longman, London, UK, 198 pp.
- Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D., Styczen, M.E., Folly, A.J.V. 1998. *The European Soil Erosion Model (EUROSEM): Documentation and User Guide*. Silsoe College, Cranfield University. Silsoe, United Kingdom, 124 pp.
- Návar, J., Bryan, R. 1990. Interception loss and rainfall redistribution by three semi-arid growing shrubs in northeastern Mexico. *Journal of Hydrology* 115, 51-63.
- Návar, J. 1993. The causes of stemflow variation in three semi-arid growing species of northeastern Mexico. *Journal of Hydrology* 145, 165-190.
- Nicolau, J.M., Bienes, R., Guerrero-Campo, J., Aroca, J.A., Gómez, B., Espigares, T. 2002. Runoff coefficient and soil erosion rates in croplands in a Mediterranean-continental region, in Central Spain. In: Rubio, J.L., Morgan, R.P.C., Andreu, V. (Eds.),

- Proceedings of the third International Congress Man and Soil at the Third Millennium, Geoforma ediciones, Logroño, pp. 1359-68.
- Noble, E.L. 1965. Sediment reduction through watershed rehabilitation. In: Proceedings of the federal inter-agency sedimentation conference 1963. Miscellaneous publication 970. U.S. Department of Agriculture, Washington D.C.
- Nolan, S.C., van Vliet, L.J.P., Goddard, T.W., Flesch, T.K. 1997. Estimating storm erosion with a rainfall simulator. *Canadian Journal of Soil Science* 77, 669-676.
- Nulsen, R.A., Bligh, K.J., Baxter, I.N., Solin, E.J., Imrie, D.H. 1986. The fate of rainfall in a mallee and heath vegetated catchment in southern Western Australia. *Australian Journal of Ecology* 11, 361-371.
- Nunes, A.N., Coelho, C.O.A., de Almeida, A.C., Figueiredo, A. 2010. Soil erosion and hydrological response to land abandonment in a central inland area of Portugal. *Land Degradation and Development* 21, 260-273.
- Owens, M.K., Lyons, R.K., Alejandro, C.L. 2006. Rainfall partitioning within semiarid juniper communities: effects of event size and canopy cover. *Hydrological Processes* 20, 3179-3189.
- Park, A., Cameron, J.L. 2008. The influence of canopy traits on throughfall and stemflow in five tropical trees growing in a Panamanian plantation. *Forest Ecology and Management* 255, 1915-1925.
- Parker, G.G., Harding, D.J., Berger, M. 2004. A portable LIDAR system for rapid determination of forest canopy structure. *Journal of Applied Ecology* 41, 755-767.
- Pérez Trejo, F. 1994. Desertification and land degradation in the European Mediterranean. European Comisión, DG XII, Brussels, Belgium.
- Pérez, R., Jiménez, L., García-Estríngana, P., Marqués, M.J., Chicharro, M., González, S., Alegre, J., Bienes, R. 2003. Caracterización de un simulador de lluvia para estudios de degradación del suelo. *Edafología* 10, 247-254.
- Poesen, J.W., Torri, D., Bunte, K. 1994. Effects of rock fragments on soil erosion by water at different spatial scales: a review. *Catena* 23, 141-166.
- Pressland, A.J. 1976. Soil moisture redistribution as affected by throughfall and stemflow in an arid zone shrub community. *Australian Journal of Botany* 24, 641-649.
- Puigdefábregas, J., Mendizábal, T. 1998. Perspectives on desertification: western Mediterranean. *Journal of Arid Environments* 39, 209-224.
- Puigdefábregas, J. 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms* 30, 133-147.
- Quereda, J., Montón, E. 1997. Temporales de levante en la fachada mediterránea española: ¿sucesos imprevisibles? *Investigaciones Geográficas* 18, 5-17.
- Quinton, J.N., Edwards, G.M, Morgan, R.P.C. 1997. The influence of vegetation species and plant properties on runoff and soil erosion: results from a rainfall simulation study in south east Spain. *Soil Use and Management* 13, 143-148.
- Quinton, J.N., Morgan, R.P.C. 1998. EUROSEM: an evaluation with single event data from the C5 Watershed, Oklahoma, USA. In: Boardman, J. Favis-Mortlock, D. (Eds.) *Modelling Soil Erosion by Water*. NATO ASI Series, Springer-Verlag, Volume 1, pp. 65-74.
- Reynolds, J.F. 2001. Desertification. In: Levin, S. (Ed.), *Enciclopedia of Biodiversity*, Volume 2. Academia Press, New York, pp. 61-78.

- Reynolds, J.F., Maestre, F.T., Kemp, P.R., Stafford-Smith, D.M., Lambin, E. 2007. Natural and human dimensions of land degradation in drylands: causes and consequences. In: Canadell, J.G., Pataki, D.E., Pitelka, L.F. (Eds.) *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, Global Change – The IGBP Series, pp. 247-259.
- Rickson, R.J. 2001. Experimental techniques for erosion studies: Rainfall simulation. [http://www.silsoe.cranfield.ac.uk/staff/cv/rainfall\\_simulation.pdf](http://www.silsoe.cranfield.ac.uk/staff/cv/rainfall_simulation.pdf). Accessed 05/05/2006.
- Rivas-Martínez, S. 1996. Clasificación Bioclimática de la Tierra. *Folia Bot. Matritensis* 16, 1-33.
- Rivas-Martínez, S., Izco, J. 1977. Sobre la vegetación terofítica subnitrófila mediterránea (*Brometalia rubenti-tectori*). *Anales del Instituto Botánico A.J. Cavanilles* 34, 355-381.
- Rivas-Martínez, S., Fernández-González, F., Loidi, J., Lousa, M., Penas, A. 2001. Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobotanica* 14, 5-341.
- Romero Díaz, A. 2003. Influencia de la litología en las consecuencias del abandono de tierras de cultivo en medio Mediterráneos semiáridos. *Papeles de Geografía* 38, 151-165.
- Romero Díaz, A., Belmonte Serrato, F., Ruiz-Sinoga, J.D. 2010. The geomorphic impact of afforestations on soil erosion in Southeast Spain. *Land Degradation and Development* 21, 188-195.
- Roose, E. 1996. Land husbandry: components and strategy. *FAO Soil Bulletin*. Rome 370 pp. <http://www.fao.org/docrep/T1765E/T1765E00.HTM>. Accessed 01/03/2011.
- Rowe, P.B., Hendrix, T.M. 1951. Interception of rain and snow by second ground Ponderosa pine. *Transactions of the American Geophysical Union* 32, 903-908.
- Rutter, A.J., Kershaw, K.A., Robins, P.C., Morton, A.J. 1971. A predictive model of rainfall interception in forest, I. Derivation of the model from observations in a plantation of corsican pine. *Agricultural Meteorology* 9, 367-384.
- Scatena, F.N. 1990. Watershed scale rainfall interception on two forested watersheds in the Luquillo Mountains of Puerto Rico. *Journal of Hydrology* 113, 89-102.
- Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., *et al.* 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310, 1333– 1337.
- Simanton, J.R., Weltz, M.A., Larsen, H.D. 1991. Rangeland experiments to parameterize the water erosion prediction project model: vegetation canopy cover effects. *Journal of Range Management* 44, 276-282.
- Sivakumar, M.V.K. 2007. Interactions between climate and desertification. *Agricultural and Forest Meteorology* 142, 143-155.
- Smets, T., Poesen, J., Bochet, E. 2008. Impact of plot length on the effectiveness of different soil-surface covers in reducing runoff and soil loss by water. *Progress in Physical Geography* 32, 654-677.
- Steinbuck, E. E. 2002. The influence of tree morphology on stemflow in a redwood region second-growth forest. M.S. Thesis, California State University, Chico, California, 55 pp.
- Suárez Cardona, F., Sainz Ollero, H., Santos Martínez, T., González Bernáldez, F. 1991. Las estepas ibéricas. *Unidades Temáticas Ambientales*. Secretaría de Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente. 160 pp.
- Tanaka, T., Tsujimura, M., Taniguchi, M. 1990. Infiltration area of stemflow-induced water. In: *Annual Report - Institute of Geoscience, University of Tsukuba*, 17, pp. 30-32.
- Teklehaimanot, Z., Jarvis, P.G. 1991. Modelling of rainfall interception loss in agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 14, 65-80.

- Thornes, J.B. 1985. The ecology of erosion. *Geography* 70, 222-236.
- Thornes, J.B. 1990. *Vegetation and erosion. Processes and environments*. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, United Kingdom, 518 pp.
- Thornes, J.B., 2004. Stability and instability in the management of Mediterranean desertification. In: Wainwright, J., Mulligan, M. (Eds.), *Environmental Modelling. Finding simplicity in complexity*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, United Kingdom, pp. 303–315.
- Tomaselli, R. 1981. Main physiognomic types and geographic distribution of shrub systems related to Mediterranean climates. In: di Castri, F., Goodall, D.W., Specht, R. (Eds.), *Ecosystems of the world: Mediterranean-type shrublands*. Elsevier, Amsterdam, Netherlands, pp. 95–106.
- Trimble, S.W., Crosson, P. 2000. Land use. US soil erosion rates. Myth and Reality. *Science* 289, 248-250.
- Tromble, J.M. 1983. Interception of rainfall by tarbrush. *Journal of Range Management* 36, 525-526.
- Tromble, J.M. 1988. Water interception by two arid shrubs. *Journal of Arid Environments* 15, 65-70.
- UNCCD (United Nations Convention to Combat Desertification). 1994. *United Nations Convention to Combat Desertification in Those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification Particularly in Africa: Text with Annexes*. UNEP, Nairobi.
- UNEP. 1991. *Status of Desertification and Implementation of the United Nations Plan of Action to Combat Desertification*. United Nations Environment Programme (UNEP). Nairobi.
- USDA 1979 *Proceedings of the rainfall simulator workshop*. Science and education administration Agricultural Reviews and Manuals. ARM-W-10. 1979. Tucson, Arizona.
- USDA 1999. *Soil Taxonomy*. 2nd edn. Agriculture Handbook, Volume 436. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Van Dijk, A.I.J.M, Bruijnzeel, L.A. 2001. Modelling rainfall interception by vegetation of variable density using an adapted analytical model. Part 1. Model description. *Journal of Hydrology* 247, 230-238.
- Watson, D.J. 1947. Comparative physiological studies on the growth of field crops: I. Variation in net assimilation rate and leaf area between species and varieties, and within and between years. *Annals of Botany* 11, 41–76.
- Whisenant, S.G. 1999. *Repairing damaged wildlands: a process-oriented, landscape-scale approach*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 317 pp.
- Wilcox, B.P, Breshears, D.D, Turin, H.J. 2003. Hydraulic conductivity in a piñon-juniper woodland: influence of vegetation. *Soil Science Society of American Journal* 67, 1243-1249.
- Wischmeier, W.H. 1958. A Rainfall Erosion Index for a Universal Soil-Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal* 23, 246-249.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1965. Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. USDA Agriculture Handbook No. 282, US Gov. Print. Off., Washington, D.C.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. USDA Agriculture Handbook No. 537, US Gov. Print. Off. Washington, D.C.

---

Woodward, L. 1943. Infiltration capacities of some plant-soil complexes on Utah range watershed-lands. *Transaction, American Geophysical Union* 24, 468-473.

Yang, Z.P., Li, X.Y., Liu, L.Y., Wu, J.J., Hasi, E., Sun, Y.L. 2008. Characteristics of stemflow for sand-fixed shrubs in Mu Us sandy land, Northwest China. *Chinese Science Bulletin* 53, 2207-2214.





# Capítulo 2

## Efectos directos e indirectos de la vegetación mediterránea sobre la escorrentía y la pérdida de suelo





## Capítulo 2

### Efectos directos e indirectos de la vegetación mediterránea sobre la escorrentía y la pérdida de suelo

Este capítulo reproduce el texto del siguiente artículo científico publicado:

García-Estringana, P., Alonso-Blázquez, N., Marques, M.J., Bienes, R., Alegre, J. 2010. Direct and indirect effects of Mediterranean vegetation on runoff and soil loss. *European Journal of Soil Science* 61, 174–185.

#### Resumen

La influencia de la cubierta vegetal sobre la escorrentía y la pérdida de suelo es compleja, siendo necesaria gran cantidad de información para poder modelizar sus efectos. En la cuenca Mediterránea, las tierras de cultivo bajo uso extensivo son las más afectadas por el abandono del uso agrario. Las tierras que primero tienden a abandonarse son las que se encuentran en terrenos con fuertes pendientes, típicos de paisajes ondulados, dominados por comunidades herbáceas con algunos ejemplares de arbustos dispersos. Para caracterizar comunidades vegetales como estas, que crecen en el centro de España, y para evaluar sus efectos directos e indirectos sobre la escorrentía y la pérdida de suelo, se llevaron a cabo experimentos con simulación de lluvia. Se evaluaron por separado los efectos del pastizal y de cuatro especies de arbustos (*Dorycnium pentaphyllum* Scop., *Medicago strasseri*, *Colutea arborescens* L. y *Retama sphaerocarpa*, L.). Las tasas de infiltración bajo vegetación herbácea fueron 7,9 veces superiores a las obtenidas en suelo desnudo (92,2 mm h<sup>-1</sup> comparado con 11,7 mm h<sup>-1</sup>), y el 88% de estas diferencias se atribuyen a efectos directos. En el pastizal, a medida que la cobertura del suelo se incrementa, la escorrentía decrece linealmente, mientras que las pérdidas de suelo decrecen exponencialmente. En el suelo cubierto por arbustos, la tasa de infiltración media fue de 82,5 mm h<sup>-1</sup>. Bajo *D. pentaphyllum* y *M. strasseri* las tasas de infiltración fueron superiores a 105 mm h<sup>-1</sup>, mientras que para *R. sphaerocarpa* la tasa de infiltración fue de 57 mm h<sup>-1</sup>. Para *D. pentaphyllum* y *M. strasseri* la pérdida de suelo fue menor de 4,5 g m<sup>-2</sup>, mientras que para *C. arborescens* la pérdida de suelo fue de 61,4 g m<sup>-2</sup>. A diferencia de los resultados obtenidos en pastizal, los incrementos en las tasas de infiltración observados en la vegetación arbustiva, se atribuyen en gran parte a los efectos indirectos: explicaron el 47% del incremento de infiltración en *C. arborescens*, el 69% en *R. sphaerocarpa*, el 75% en *D. pentaphyllum* y el 100% en *M. strasseri*.

*Palabras clave:* pastizal, arbustos, vegetación mediterránea, pérdida de suelo, escorrentía, infiltración, simulación de lluvia.



## Direct and indirect effects of Mediterranean vegetation on runoff and soil loss

García-Estringana, P.<sup>1</sup>, Alonso-Blázquez, N.<sup>1</sup>, Marques, M.J.<sup>1</sup>, Bienes, R.<sup>1</sup>, Alegre, J.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Department of Agroenvironmental Research, Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA) Autovía A-2, Km. 38.2, 28800 Alcalá de Henares, Madrid, Spain

### Abstract

Vegetation cover acts in a complex way in influencing runoff and soil loss and a great deal of information is needed to model these effects. In the Mediterranean, the abandonment of land is important under extensive land use. Abandoned lands typically have a rolling landscape with steep slopes, and are dominated by herbaceous communities that grow on pasture land interspersed by shrubs. To characterize communities of vegetation such as these, which grow in central Spain, and to evaluate their direct and indirect effects on runoff and soil loss, we carried out experiments with simulated rain. We assessed separately the effects of pasture land and of four species of shrubs (*Dorycnium pentaphyllum* Scop., *Medicago strasseri*, *Colutea arborescens* L. and *Retama sphaerocarpa*, L.). The infiltration rates under herbaceous vegetation were 7.9 times greater than those obtained on bare land (92.2 mm h<sup>-1</sup> compared with 11.7 mm h<sup>-1</sup>), and 88% of these differences could be attributed to direct effects. On the pasture land, as the proportion of covered land increased, the runoff decreased linearly, whereas the soil loss decreased exponentially. On the land covered by shrubs, the average infiltration rate was 82.5 mm h<sup>-1</sup>. Under *D. pentaphyllum* and *M. strasseri* infiltration rates were greater than 105 mm h<sup>-1</sup>, whereas for *R. sphaerocarpa* the infiltration rate was 57 mm h<sup>-1</sup>. For *D. pentaphyllum* and *M. strasseri* soil loss was less than 4.5 g m<sup>-2</sup>, whereas for *C. arborescens* soil loss was 61.4 g m<sup>-2</sup>. Unlike the results for the pasture land, for the shrub-type vegetation the increases in infiltration rates could be attributed to indirect effects: they explained 47% of the increase in infiltration for *C. arborescens*, 69% for *R. sphaerocarpa*, 75% for *D. pentaphyllum* and 100% for *M. strasseri*.

**Keywords:** grassland, shrubs, Mediterranean vegetation, soil loss, runoff, infiltration, rainfall simulation.

## Introduction

Water erosion occurs when raindrops disaggregate soil particles and this facilitates their transport by water on the soil surface, which happens when precipitation is greater than infiltration (Kinnell, 2005). Vegetation cover intercepts rainfall and has a twofold direct effect on soil loss. Firstly, it reduces the impact on soil aggregation, and, secondly, it modifies surface water flow. This direct effect varies depending on canopy structure, vegetation height, density and whether plants are predominantly annual or perennial (Lafren *et al.*, 1985). Leaf litter generated by vegetation is a fundamental part of plant cover: it dissipates rainfall energy, increases soil surface roughness, delays runoff and increases infiltration. It is often suggested that changes in soil cover have a greater effect on runoff and soil loss than changes in canopy cover (Nearing *et al.*, 2005). Lafren *et al.* (1985) expressed the relationship between vegetation cover and soil loss through an exponential equation:

$$\text{Soil loss} = e^{-2.5 \text{ SoilCover}/100} \quad (\text{Eq. 2.1})$$

Despite its simplicity, this is a valuable equation and has been used by Nearing *et al.* (1989), amongst others, for the development of the WEPP model. However, because it only includes soil cover, corrections are often necessary, because relationships between vegetation and soil loss are complex.

Vegetation cover also has indirect effects on soil loss. Root systems and organic matter inputs modify soil porosity, biological activity, aggregate stability and water-holding capacity. In the short term, the influence of vegetation acts mainly through cover effects, but indirect effects become more important with time (Bochet *et al.*, 2006). When the relationship between vegetation and infiltration is analysed, as found with soil loss, an exponential pattern can be observed. Increases in infiltration rates result partly from physical canopy or litter effects, and there is a large influence from soil modifications that appears in the mid- and long-term through, for example, changes in organic matter content or bulk density.

Indirect effects are difficult to model. Holtan (1961) proposed that the indirect effects of woody vegetation on soil permeability should be evaluated by using basal diameter measurements, and this model was adopted by EUROSEM (Morgan *et al.*, 1998). However, in the USLE adaptation for forest soils (Dissmeyer and Foster, 1981) the variables considered for estimating indirect effects

were soil consolidation, fine root content, organic matter, aggregate stability and water holding capacity. In the WEPP model the vegetation is considered in a dynamic way by estimating effects associated with the changes in above-ground biomass, below-ground biomass and litter. The complexity of these indirect effects implies that models must include several variables and large amounts of information. The data needed to obtain precise estimates are usually available for common crop species, but not when models are applied outside an agricultural context and where they are of limited use (Quinton and Morgan, 1998). Thus, studies by Mati *et al.* (2006) show that EUROSEM estimates soil loss correctly on bare soil or barley fields, but not necessarily for natural vegetation, and this is also the case for the WEPP model (Savabi *et al.*, 1995). The routines used do not always explain the effects of vegetation properly and there are still some difficulties in identifying the most effective plant species for erosion control.

The goal of our study was to characterize Mediterranean vegetation communities, which grow in central Spain, and to evaluate their direct and indirect effects on runoff and soil loss. We had three objectives: (i) to characterize separately the effects of grassland development after land abandonment and those of four species of shrubs on runoff and soil loss; (ii) to determine in each type of vegetation the relative importance of the direct and indirect effects on runoff and soil loss; and (iii) to analyse for the shrubs the relationships of runoff and soil loss with biometric characteristics of the various specific vegetation types. For these purposes, rainfall simulation was employed with the same slope, surface roughness and initial soil moisture conditions. The rainfall trials were carried out on the successive developmental states of grassland and on the different species of shrubs, evaluating in all cases the consequences of the presence or absence of the plant cover and litter.

## Materials and Methods

### Study area

The study was carried out on an experimental station in Guadalajara, Central Spain (40°41'0''N; 3°12'26''W) (Figure 2.1). An area with a 12.5% slope was chosen, which previously had been used for cereal cultivation. Agriculture had ceased 13 years before the start of the experiments and the soil was covered by pastures typical of succession stages in Mediterranean holm oak forests (*Quercus ilex* L. and *Quercus faginea* L.). These pastures were dominated by annual herbs and some small individuals of a shrub, *Retama sphaerocarpa* L.

These vegetation communities, characteristic of the Iberian Peninsula, have been described by López-Pintor *et al.* (2003). The climate is cold, semiarid Mediterranean, with a mean annual precipitation of 416 mm and a mean temperature of 13.4°C. There are 70 days of frost per year and a water deficit of 430 mm. Under these conditions pastures grow mainly during spring, die off in summer and have a slow and irregular growth in autumn. The soils are Typic Rhodoxeralf (USDA, 1999), which are stony, with a strong and compacted argillic horizon and small organic matter content. Table 2.1 shows the main characteristics of the soil profile.

### Experimental procedures

*Experiment 1: Herbaceous vegetation treatments.* In order to achieve different levels of herbaceous cover (HV treatments) part of the slope was cleared and then allowed to recover naturally until the vegetation was as dense and tall as the initial pastures, which happened after 18 months. Clearing took place at the end of autumn, and litter, autumn regrowth and any vegetation that remained after 13 years of abandonment were removed with minimal impact on the soil. As the grassland regenerated, a series of simulated rain experiments took place at the following intervals: 3 (treatment HV<sub>3</sub>), 5 (treatment HV<sub>5</sub>), 6 (treatment HV<sub>6</sub>) and 19 (treatment HV<sub>19</sub>) months after clearance. An experiment was also performed on recently cleared soil, under similar conditions to those commonly used as a reference for the estimation of soil loss in pastures by the WEPP model (Weltz *et al.*, 1998): this is referred to as *bare soil after clearance* (treatment BS<sub>HV</sub>).

*Experiment 2: Shrub treatments.* A nearby section of the studied slope was used to plant four different shrubs: *Dorycnium pentaphyllum* Scop., *Medicago strasseri* (Greuter *et al.*, 1982), *Colutea arborescens* L. and *Retama sphaerocarpa* L.. The soil was heavily ploughed before planting, followed by two further light cultivations to simulate conditions that take place when abandoned agricultural soils are revegetated. Plantations for each shrub species occupied 80 m<sup>2</sup>. Within this area, plants were placed at the vertices of an equilateral triangle with 1.5-m sides. After planting, the soil was raked and flattened, eliminating the roughness caused by ploughing and plantation. In order to evaluate the effects caused by shrubs but avoiding other interactions shrub plantations were kept free of other herbaceous vegetation through the application of herbicides (glyphosphate, oxadiazon

and carbetamide). In the *bare soil* (BS) treatment, which was similar to that used as a reference for the USLE model (Wischmeier and Smith, 1965), herbicides were used instead of ploughing to stop the growth of vegetation. When shrubs were approximately 4 and 5 years old, the experimental units were marked using metal rings, and simulated rainfall experiments took place inside these rings (*D. pentaphyllum*, *M. strasseri*, *C. arborescens* and *R. sphaerocarpa* treatments, see Figure 2.1). The *bare soil* treatment was set up after the soil had been bare for three consecutive years.

**Table 2.1.** General soil properties

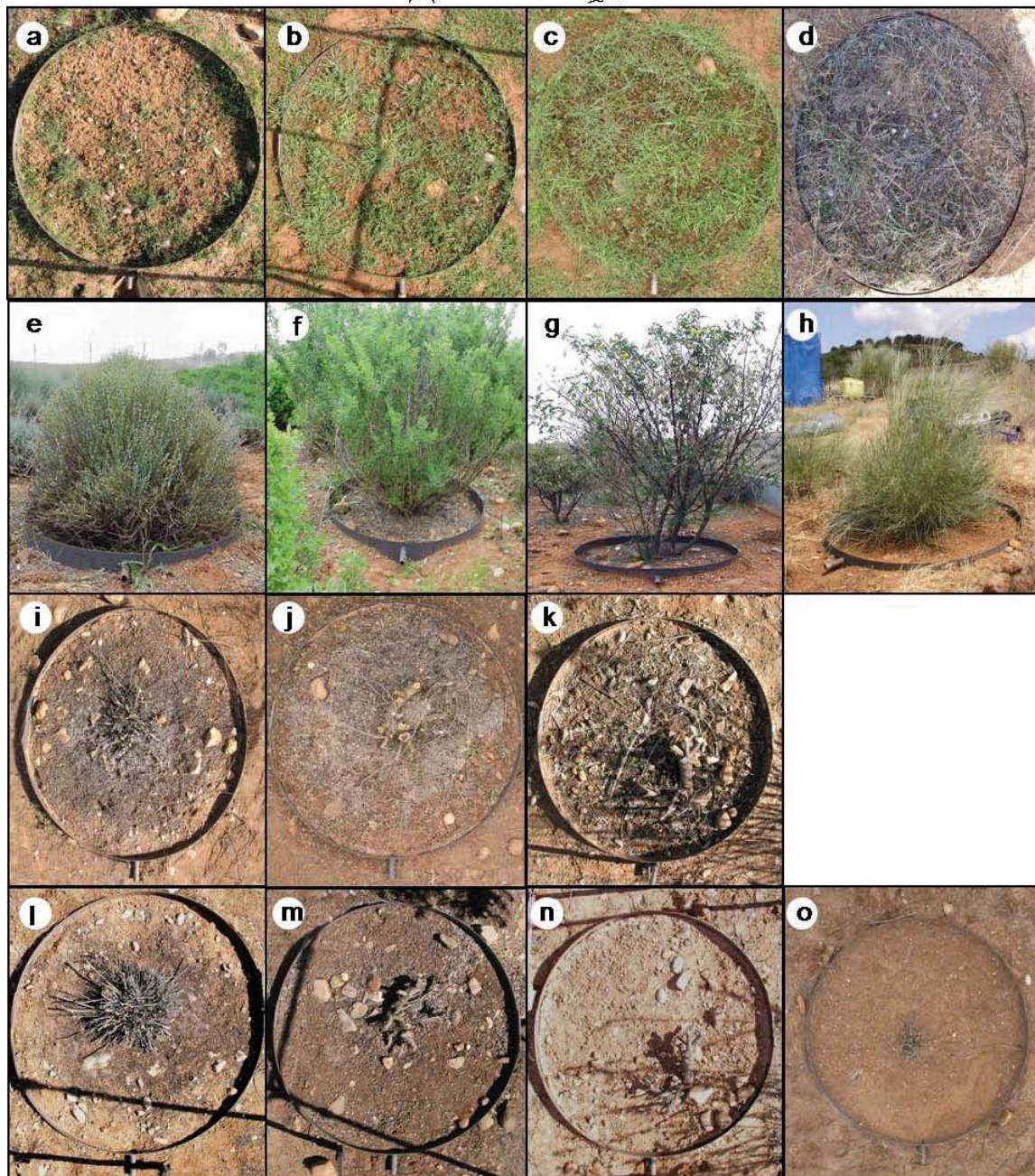
	Ap	Bt	BB <sub>2</sub> Btca	BB <sub>3</sub> Btca
	Ocric	Argilic	Argilic	Argilic
Horizon Depth (cm)	0-18	18-85	85-121	121-153
Sand (%)	42.4	41.5	49.9	39.3
Silt (%)	21.1	13.5	18.8	52.3
Clay (%)	36.5	45.0	31.3	8.4
Gravel and stones (%)	6.8	3.8	9.1	3.8
OM (%)	1.1	1.0	0.3	0.5
Total carbonate (g kg <sup>-1</sup> )	6.7	1.3	2.7	2.7
pH (1:2.5 H <sub>2</sub> O)	7.6	8.0	8.1	8.2
Exchangeable (Ca <sup>2+</sup> / cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	22.0	17.7	20.6	3.7
Exchangeable (Mg <sup>2+</sup> / cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	2.3	2.1	3.7	6.0
Exchangeable (K <sup>+</sup> / cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	0.2	0.3	-	-

### Vegetation types

*Herbaceous vegetation.* The herbaceous vegetation was dominated by annual graminoids from the *Bromus*, *Vulpia* and *Aegilops* genera, mixed with other species, mainly annuals, from several families (*Cistaceae*, *Brassicaceae*, *Asteraceae*, *Boraginaceae*, *Caryophyllaceae*, *Escrofulariaceae* and *Compositae*) and a small presence of perennial graminoids (*Cynodon dactylon* L., *Lolium rigidum* Gaud. and *Dactylis glomerata* L. ssp. *Hispanica*).

*Shrubs.* *D. pentaphyllum* (DP) is a widely distributed species in the Mediterranean basin. It is a small shrub (0.5–1 m tall), which usually has a rounded shape. Its perennial leaves are small and linear, with long, very thin branches. Its morphology changes depending on its origin. Shrubs used in the current experiments were dense and creeping and branches stemmed from their base (Figure 2.1). *M. strasseri* (MS) is a woody legume endemic to Crete, phylogenetically similar to *M. arborea*, the most well-known woody alfalfa, and is 1–2 m tall. It stands erect,





**Figure 2.1.** Location of experimental plots near Guadalajara (central Spain) and treatments: herbaceous vegetation at different developmental stages (a, HV<sub>3</sub>, b, HV<sub>5</sub>, c, HV<sub>6</sub> and d, HV<sub>19</sub>); different shrubs (e, *D. pentaphyllum*, f, *M. strasseri*, g, *C. arborescens*, h, *R. sphaerocarpa*); uncovered shrub plots (i, *D. pentaphyllum* litter, j, *M. strasseri* litter, k, *C. arborescens* litter); uncovered shrub plots without litter (l, *D. pentaphyllum* without canopy cover or litter, m, *M. strasseri* without canopy cover or litter, n, *C. arborescens* without canopy cover or litter and o, *R. sphaerocarpa* without canopy cover or litter).



strong branches emerge from its base and it has trifoliate leaves. It can become a very dense shrub, but this characteristic varies throughout the year as it is a species with facultative summer leaf abscission. *C. arborescens* (CA) is widely distributed throughout the Mediterranean Basin. It is vigorous, with few branches, erect and deciduous and is 2–3 m tall. *Rsphaerocarpa* (RS) is expanding in central and southern Spain where agriculture is being abandoned. It is not very dense and has thin photosynthetic stems (cladodes), is erect and has branches from its base. It has small, lineal-lanceolate, sparse leaves, and grows to between 2 and 4 m tall.

#### Rainfall simulation

Circular, 1 m diameter plots were set up by using metal rings that included a drainage hole. Each treatment had three to six replicates (Tables 2.2 and 2.3). In order to ensure that the metallic rings were integrated with the soil, plots were established 3 months before rainfall simulations took place. Metal rings were hammered 5 cm into the soil until the drainage hole was level with the soil surface. For shrubs, the rings were placed so that the plants were in the centre. The slope was measured between the top of the plot and the drainage hole, and was between 12 and 13% in all cases.

Rain simulation took place using portable equipment, similar to that described by Wilcox *et al.* (1986), which included a fixed nozzle, model 3/8 HHMFP 115 14 (Spraying Systems Co®, Wheaton, IL, USA), and was suspended 2 m above each plot. A rainfall event of 113 mm h<sup>-1</sup> was simulated. Such a storm event has an

average return period of 10 years in several Mediterranean areas (Cerdà, 2001). In central Spain in the last 15 years storms with peak intensities greater than 70 mm h<sup>-1</sup> were recorded, which have caused large soil losses (Bienes *et al.*, 2005; Marques *et al.*, in press). The uniformity coefficient of simulated rainfall was 85%, the drop diameter was 1.4 mm, kinetic energy was 20.3 J mm<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> and the area affected by rainfall was 3.15 m<sup>2</sup> (Pérez *et al.*, 2003, see Appendix 1 of the Doctoral Thesis).

In order to establish uniform soil moisture conditions throughout the study period, a rainfall event of 27 l m<sup>-2</sup> was applied 24 hours before simulations and the soil was covered with a plastic sheet immediately afterwards and left covered until the rainfall simulation took place. Soil moisture in the top 10 cm was measured in triplicate and adjacent to the border of each plot. Samples were taken just before the start of the rainfall simulation experiment with an 8 cm diameter cylindrical sampling device. Soil moisture was measured as the percentage by weight of the <2 mm-sieved soil. Time (t) and rainfall volume (V<sub>0</sub>) needed for runoff to start were measured for each event. Runoff was measured from its start and thereafter every 2 minutes. The infiltration rate was calculated as the difference between the volume of added water and recorded runoff per unit of time. Losses through interception were considered to be negligible in comparison with the intensity and volume of added rainfall. Previous experiments in the area showed that infiltration was almost stable in all treatments 20 minutes after the start of runoff: the runoff rate after 20 minutes was therefore considered an appropriate estimate of stabilized runoff (R). Runoff samples were filtered, and the dry weight of sediments measured after oven drying at 105°C until constant weight. These values, measured at 2-minute intervals, were used to calculate total soil loss (Er) 20 minutes after runoff started and the mean sediment load (Sc).

**Table 2.2.** Mean values obtained in Experiment 1 for precipitation volume (V<sub>0</sub>) and time (t) needed for the start of runoff, stabilized runoff (R), soil loss (Er), sediment load (Sc) and total soil cover (C%)

Treatment	n	V <sub>0</sub> (l)	t (min)	R (mm h <sup>-1</sup> )	Er (g m <sup>-2</sup> )	Sc (g l <sup>-1</sup> )	C% (%)
BS <sub>HV</sub>	5	0.95a	0.64a	92.5c	37.5c	1.2b	14a <sup>1</sup>
HV <sub>3</sub>	3	2.11bc	1.42bc	72.4bc	6.9b	0.3a	25a
HV <sub>5</sub>	3	1.23ab	0.83ab	44.6bc	2.9ab	0.2a	63b
HV <sub>6</sub>	3	3.23c	2.17c	38.9b	2.0ab	0.2a	68bc
HV <sub>19</sub>	3	6.90d	4.64d	20.8a	0.9a	0.2a	85c
Overall mean		3.38	1.79	58.4	13.3	0.5	47
ANOVA statistics							
SEM		0.52	0.27	6.39	6.93	0.19	4.19
p		0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001

<sup>1</sup> Soil surface covered by stones.

n = number of replicates; SEM = standard error of the mean. Different letters indicate a significant difference at the 5% level.

Treatments: BS<sub>HV</sub> = Bare soil after clearance; HV<sub>3</sub>, HV<sub>5</sub>, HV<sub>6</sub> and HV<sub>19</sub> = soil covered by herbaceous vegetation 3, 5, 6 and 19 months after clearance.

**Table 2.3.** Mean values obtained in Experiment 2 for precipitation volume ( $V_0$ ) and time ( $t$ ) needed for the start of runoff, stabilized runoff ( $R$ ), soil loss ( $Er$ ), sediment load ( $Sc$ ) and total soil cover ( $C\%$ ).

Treatment	n	$V_0$ (l)	$t$ (min)	$R$ (mm h <sup>-1</sup> )	$Er$ (g m <sup>-2</sup> )	$Sc$ (g l <sup>-1</sup> )	$C$ (%)
<i>Bare soil</i>	3	0.70a	0.47a	101.9c	149.9c	4.7a	29a <sup>1</sup>
<i>D. pentaphyllum</i>	6	3.92b	2.64b	7.4a	4.5a	1.5a	76c
<i>M. strasseri</i>	6	5.56b	3.74b	6.2a	1.7a	1.6a	74bc
<i>C. arborescens</i>	6	2.55b	1.72b	16.9a	3.7a	1.2a	43a
<i>R. sphaerocarpa</i>	6	1.84ab	1.23ab	56.0bc	61.4bc	4.4a	50ab
Overall mean		3.16	2.13	30.5	32.5	3.0	57
ANOVA statistics							
SEM		1.60	0.85	7.30	21.6	1.93	5.8
$p$		0.003	0.003	0.006	0.003	0.290	0.001

<sup>1</sup> Soil surface covered by stones after 3 years of *Bare soil*.

n = number of replicates; SEM = standard error of the mean. Different letters indicate a significant difference at the 5% level.

In order to estimate the direct and indirect effects of vegetation, rainfall simulation events took place when the vegetation was present and were repeated once cover was eliminated. The shrub experiments were as follows: (i) on shrub + litter, (ii) on litter after shrub removal and (iii) on bare soil after shrub and litter removal. Indirect effects of herbaceous vegetation were estimated by comparing the results obtained from *bare soil* (BS) with those obtained from *bare soil after clearance* of herbaceous vegetation present 13 years after abandonment (BS<sub>HV</sub>).

#### Vegetation measurements

Total soil cover ( $C\%$ ) was measured. For this purpose, before each experiment, orthogonal photographs were taken of each plot and the covered surface was manually painted. Soil cover was estimated by measuring the painted surface using an image analyser (Delta-T Services®, Burwell, UK) and WinDias® software. Fresh and dry weights of above-ground biomass were measured. For shrubs, maximum height ( $H$ ) and mean canopy diameter ( $D$ ) were measured, and stems and leaves were processed separately; fresh total and leaf biomass (FTB and FLB) and dry total and leaf biomass (DTB and DLB) were calculated. Canopy cover was estimated by using canopy diameter as an indicator of the influence area of the shrub ( $A$ ). In order to estimate volume ( $V$ ), shrubs were assigned to different simple geometric shapes: *D. pentaphyllum* was classified as a hemisphere, and *M. strasseri*, *C. arborescens* and *R. sphaerocarpa* as inverted cones. Density, total and leaf biomass coefficients were calculated per surface area (FTB  $A^{-1}$  and FLB  $A^{-1}$ ; kg m<sup>-2</sup>) and per volume (FTB  $V^{-1}$  and FLB  $V^{-1}$ ; kg m<sup>-3</sup>).

#### Data analysis

The studied variables were not distributed normally and were log-transformed to attain normality in the case of  $V_0$ ,  $R$  and  $Er$ .  $Sc$  was transformed as  $(x+1)^{-1}$ . In Experiments 1 and 2, the effects of treatments on  $V_0$ ,  $R$ ,  $Er$  and  $Sc$  were tested by using analysis of variance (ANOVA). When the ANOVA was significant ( $p < 0.05$ ), means were compared by using Tukey's post hoc tests. The relationships between the proportion of soil covered by herbaceous vegetation and  $V_0$ ,  $R$ ,  $Er$  and  $Sc$  were analysed with linear regression. In Experiment 2, the relative importance of each shrub species, cover, biomass and dendrometric characteristics for  $V_0$ ,  $R$ ,  $Er$  and  $Sc$  was evaluated by using correlations and stepwise multiple regression. In order to make comparisons between different types of vegetation with the same amount of cover, a general linear model was used with the proportion of covered soil as a covariate. All analyses were performed with SPSS 15.0.

## Results and discussion

### Experiment 1: Effects of herbaceous vegetation on runoff and soil loss

In this experiment the soil moisture at the moment of the rainfall simulation was 22.9% (standard error=0.7). The amount of rainfall needed for the start of runoff ( $V_0$ ) varied significantly between treatments ( $p < 0.001$ ), from 0.95 l for the BS<sub>HV</sub> treatment and 6.90 l for HV<sub>19</sub> (Table 2.2). The large intensity of rainfall applied (113 mm h<sup>-1</sup>) caused runoff to begin 0.64 minutes after the storm started in the case of recently cleared grassland (BS<sub>HV</sub>), whilst 5 minutes were needed for runoff to start in fully developed grassland (HV<sub>19</sub>). For the early stages of

herbaceous vegetation development (HV<sub>3</sub>, HV<sub>5</sub> and HV<sub>6</sub>), intermediate V<sub>0</sub> values were obtained, which were not significantly different from each other or from values obtained for BS<sub>HV</sub>. Increases in V<sub>0</sub> can be explained by changes induced by the development of vegetation on the soil. Losses through interception do not explain these observations. Fresh herbaceous biomass varied between 0.08 and 0.35 kg m<sup>-2</sup>. According to studies by Wood *et al.* (1998), this amount of biomass would not explain increases in V<sub>0</sub> above 0.3 l.

Stabilized runoff (R) gradually decreased from 92.5 mm h<sup>-1</sup> for BS<sub>HV</sub> to 72.4 mm h<sup>-1</sup> for HV<sub>3</sub>, 44.6 mm h<sup>-1</sup> for HV<sub>5</sub>, 38.9 mm h<sup>-1</sup> for HV<sub>6</sub> and finally to 20.8 mm h<sup>-1</sup> for HV<sub>19</sub>. The mean value was 58.4 mm h<sup>-1</sup>, and the effects of pasture development were highly significant (p < 0.001). Soil loss also varied between 37.5 g m<sup>-2</sup> for BS<sub>HV</sub> and 0.9 g m<sup>-2</sup> for HV<sub>19</sub>. However, its decrease was not gradual, following soil recolonization by herbaceous vegetation as was the case of runoff, but happened suddenly. After 3 months of herbaceous vegetation development and only 25% soil cover (Table 2.2), soil loss was reduced by 82% with respect to that observed on *bare soil after clearance* (HV<sub>3</sub> vs. BS<sub>HV</sub>). The decrease in soil loss was, respectively, 92, 95 and 98% for 5-month (HV<sub>5</sub>), 6-month (HV<sub>6</sub>) and the fully developed grassland (HV<sub>19</sub>) treatments. The sudden decrease in soil loss was coupled with a fast decrease in sediment load (p < 0.001); Sc was reduced from 1.2 g l<sup>-1</sup> for BS<sub>HV</sub> to 0.3 g l<sup>-1</sup> for HV<sub>3</sub> and 0.2 g l<sup>-1</sup> for HV<sub>5</sub>, HV<sub>6</sub> and HV<sub>19</sub>, respectively.

It is well known that runoff and soil loss decrease as soil cover increases (Bochet *et al.*, 2006), and that this happens even under abiotic cover (Cerdà, 2001). Several authors, using diverse vegetation conditions and different experimental setups, have observed a linear relationship between cover and runoff (Branson and Owen, 1970; Greene *et al.*, 1994). Others (Elwell and Stocking, 1976; Lang, 1979) have described an exponential relationship. In the present grassland, the relationship between R and C% (Figure 2.2a) best fitted a linear (R<sup>2</sup> = 0.80) rather than an exponential (R<sup>2</sup> = 0.70) model. However, the relationship between Er and C% (Figure 2.2b) best fitted an exponential (R<sup>2</sup> = 0.72) rather than a linear equation (R<sup>2</sup> = 0.45), agreeing with the most commonly accepted model. Figure 2.2c shows that when Er was expressed as a proportion, a similar equation to that of Lafen *et al.* (1985) was obtained, which agrees with observations by Gyssels *et al.* (2005), who pointed out that the relationship between soil loss and vegetation cover could fit Eq. 2.1, with values for coefficient b varying depending

on the characteristics of each vegetation type. When C% was 70%, Er decreased by 95%, a result that is coincident with classic studies that show that soil loss rates are almost negligible for cover levels equal to or above 70–75% (Elwell and Stocking, 1976; Lang, 1979), although the effect of vegetation cover on soil loss rates also varies greatly depending on the slope gradient (Navas, 1993). However, the effect of herbaceous vegetation on runoff was markedly smaller and when C% was 70%, R decreased by only 62%.

Figure 2.5 shows the effects of each type of vegetation cover on infiltration. For this purpose, the relative increase of infiltration for the different types of vegetation cover was compared with that of the bare soil treatment. In well-developed grasslands (HV<sub>19</sub>), infiltration was 7.9 times greater than in *bare soil* (BS), but only 12% of this increase was observed when vegetation was removed (BS<sub>HV</sub>), so that 88% of the grassland effects on infiltration were from the physical presence of herbaceous vegetation or its litter (direct effects). This concurs with the idea that the effects of vegetation cover play a key role in hydrological and erosional phenomena (Nearing *et al.*, 2005) but contrasts with results obtained by Simanton *et al.* (1991) in Arizona grasslands, where the influence of vegetation on runoff and soil loss was caused mainly by indirect effects. The productivity of grasslands is related to a great extent to their capacity to introduce changes in soil structure or organic matter content and the amount of litter covering the soil surface is essential in the hydrology of these vegetation communities (Wilcox *et al.*, 1988). The discrepancy between our results and those of Simanton *et al.* (1991) may be because of the differences in the type of grassland; mature grassland compared with a community in the process of development.

#### Experiment 2: Effects of shrubs on runoff and soil loss

In this experiment, the soil moisture was measured at the time of the rainfall simulation before removing shrub cover, after removing shrubs and after removing litterfall, and was 23.3, 24.2 and 22.5, respectively (standard errors were between 0.3 and 0.4). In the shrub plots, V<sub>0</sub> varied between 1.84 and 5.56 l for the *R. sphaerocarpa* and *M. strasseri* treatments, respectively. For the reference treatment (*bare soil*), V<sub>0</sub> was 0.70 l and runoff started after 0.47 minutes for *bare soil*, while 2.64 minutes were necessary for runoff to start for the *D. pentaphyllum* treatment, 3.74 minutes for *M. strasseri*, 1.72 minutes under *C. arborescens* cover and 1.23 minutes under *R. sphaerocarpa* cover (Table 2.3). Variations in V<sub>0</sub> associated with the physical presence of shrubs and litter are shown in Figure 2.3a. For *D. pentaphyllum*, V<sub>0</sub> decreased from 3.92 to 1.15 l when the shrub was removed but litter remained, and fell to 0.95 l when the soil was cleared completely. Similarly, V<sub>0</sub> decreased from 5.56 to 2.53 and 2.33 l under *M. strasseri*, from 2.55 to 1.35 and 0.95 l

under *C. arborescens* and from 1.84 to 1.10 l under *R. sphaerocarpa*.

An important part of  $V_0$  was related to shrub presence and only a small component (between 0.2 and 0.4 l) to litter presence. Whereas for grassland plots variations in  $V_0$  were related to changes in soil surface characteristics, in shrub plots the mechanisms that explain these variations are very complex. Shrub biomass was greater than pasture biomass, with a surface density of 2.00, 3.45, 1.75 and 1.24 kg m<sup>-2</sup> for *D. pentaphyllum*, *M. strasseri*, *C. arborescens* and *R. sphaerocarpa*, respectively (Table 2.4). According to these values and the maximum storage capacity of these species (García-Estringana *et al.*, 2006), interception losses may have reached up to 1.94, 2.86 and 0.57 l for *D. pentaphyllum*, *M. strasseri* and *R. sphaerocarpa* respectively; these values do not explain all the variation observed in  $V_0$ . In order to obtain runoff, effective precipitation should be greater than infiltration capacity, which results in flooding and the start of surface drainage. Shrubs partly intercepted precipitation and, until saturated, the amount of rainfall that reached the ground was less than the 113 mm h<sup>-1</sup> supplied by the rainfall event, delaying flooding and resulting in greater  $V_0$  values than those that are explained by interception capacities. Additionally,  $V_0$  values depend on soil infiltration capacity, which was modified under the cover of different shrubs.

When plots were completely cleared, all rainfall reached the ground from the beginning of the experiment and, once flooding started,  $V_0$  runoff values were not significantly different to those for the *Bare soil* treatment (Figure 2.3a,  $p=0.25$ ) but R values were significantly different (Figure 2.3b,  $p<0.001$ ), which reflects the effects of the treatments on infiltration.

Shrubs had significant effects on runoff and soil loss values (Table 2.3,  $p=0.006$  and  $p=0.003$ , respectively). Under *R. sphaerocarpa*, runoff (56.0 mm h<sup>-1</sup>) was significantly greater than under *C. arborescens* (16.9 mm h<sup>-1</sup>), *M. strasseri* (6.2 mm h<sup>-1</sup>) or *D. pentaphyllum* (7.4 mm h<sup>-1</sup>) and smaller than under *bare soil* (101.9 mm h<sup>-1</sup>). Further, for the *R. sphaerocarpa* treatment,  $E_r$  (61.4 g m<sup>-2</sup>) was significantly greater than under *D. pentaphyllum* (4.5 g m<sup>-2</sup>), *M. strasseri* (1.7 g m<sup>-2</sup>) and *C. arborescens* (3.7 g m<sup>-2</sup>), and smaller than for the *bare soil* treatment (149.9 g m<sup>-2</sup>). Preliminary analyses showed that effects of *D. pentaphyllum*, *M. strasseri* and *C. arborescens* on runoff and soil loss were not significantly different, and they differed significantly from those of *R. sphaerocarpa* ( $p=0.006$  and  $p=0.003$ , respectively), a shrub that has

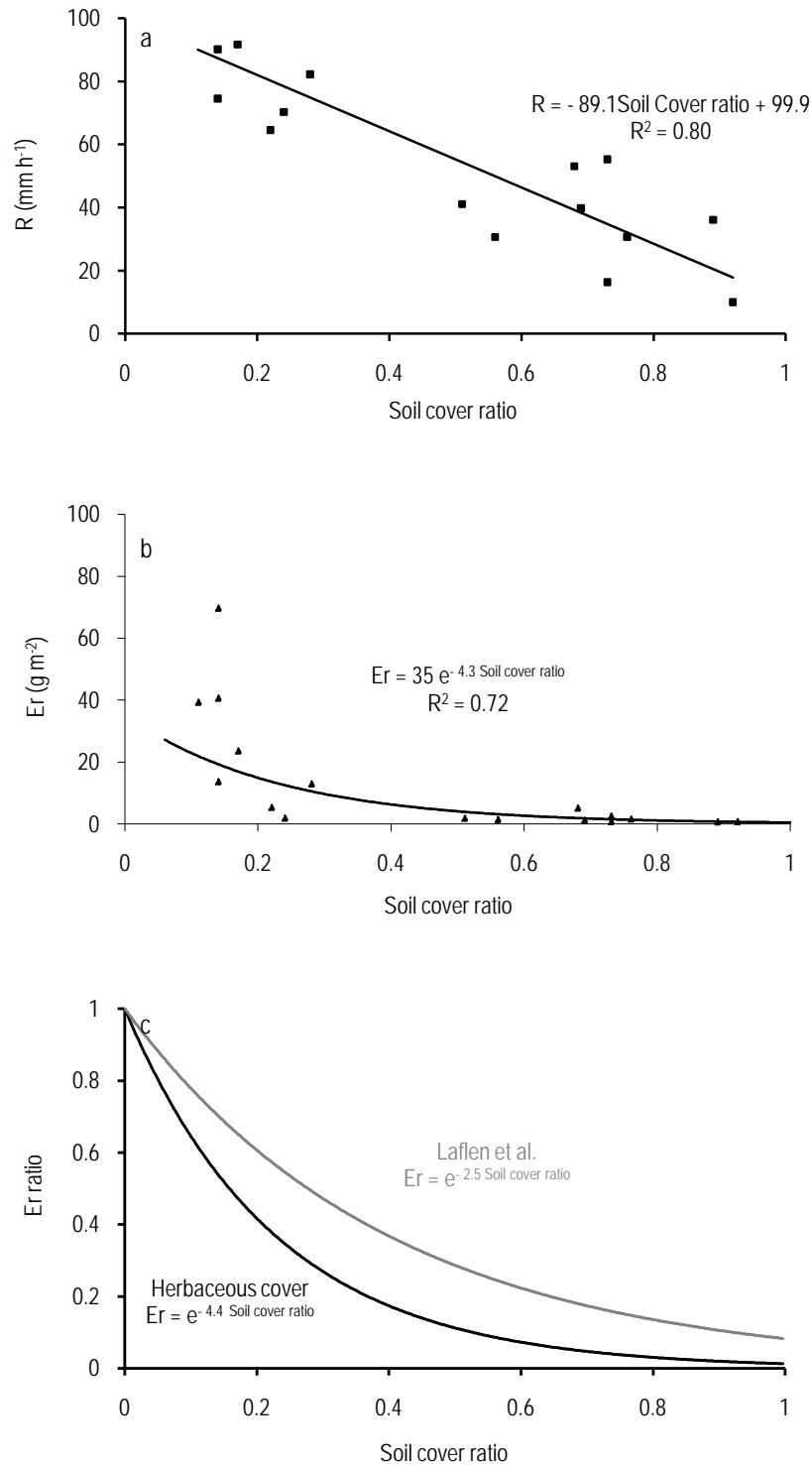
almost no leaves and did not provide surface organic matter inputs. Because the soil underneath shrubs was kept completely bare, the soil surface conditions for the *R. sphaerocarpa* treatment were similar to those for the *bare soil* treatment. Thus, at comparable C% values (50 and 43%, see Table 2.4), runoff values under *R. sphaerocarpa* were significantly greater than those under *C. arborescens*, and soil loss values were especially large for *R. sphaerocarpa*, and were related to a  $S_c$  value (4.4 g l<sup>-1</sup>), not significantly different to that of soil kept bare for BS (4.7 g l<sup>-1</sup>) ( $p = 0.290$ ).

Increased infiltration observed for *M. strasseri*, *D. pentaphyllum* and *C. arborescens* was not significantly different to that of grassland (Figure 2.5,  $p=0.432$ ). Under *M. strasseri* and *D. pentaphyllum* treatments, infiltration was eight and seven times greater than under *bare soil*, respectively. For *R. sphaerocarpa*, infiltration was only three times greater than in completely *bare soil*. Contrary to that observed for herbaceous vegetation, the indirect effects of shrubs were very important. They explained 69% of the increase in infiltration for *R. sphaerocarpa*, 47% for *C. arborescens*, 75% for *D. pentaphyllum* and 100% for *M. strasseri*. In a previous 5-year study period (Alonso *et al.*, 2001; Alegre *et al.*, 2004), we evaluated litter production of these leguminous shrubs (1516–4258 kg of dry matter ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>), their composition (18.0–26.5 g nitrogen kg<sup>-1</sup> of dry matter) and their mineralization rates. In the same environmental conditions, we observed an increase of organic matter from 1% to 1.2–1.5% in the top 0–5 cm of soil and a slight decrease in the 5–10 cm layer. Decreases in bulk density were also observed, and increases in aggregate stability, but differences among species were not significant (Alegre *et al.*, 2002). Unfortunately, the experimental design did not allow us to evaluate separately indirect effects from organic matter turnover and those from the root system. Moreover, differences induced by organic matter turnover were presumably small because of the previous large soil moisture contents.

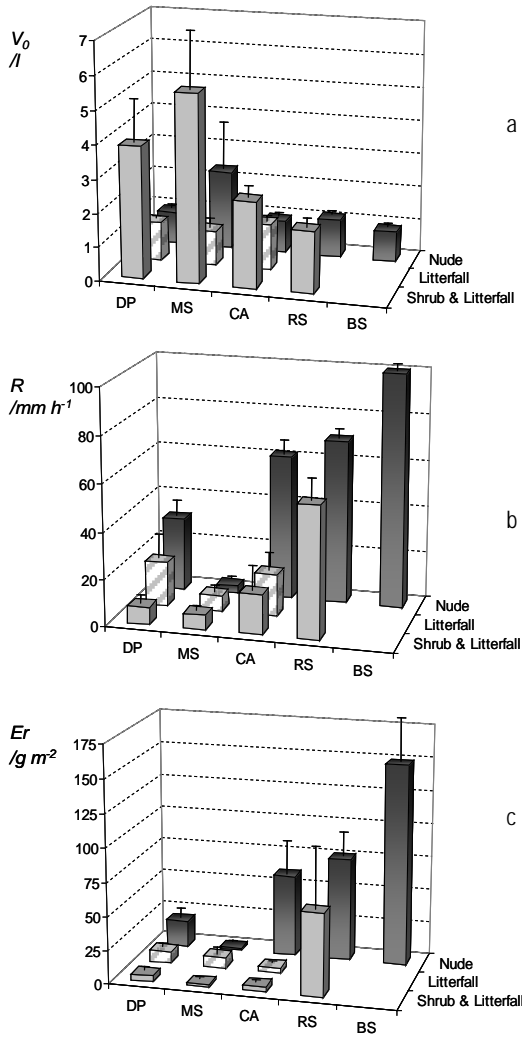
Indirect effects for *R. sphaerocarpa* were exclusively because of the presence of its root system. Indirect effects in *C. arborescens* were similar in magnitude to direct effects, but in *D. pentaphyllum* and *M. strasseri* the indirect effects were more important than direct effects (Figure 2.5). The quantitative importance of indirect effects in shrubs only can be explained by changes in soil macroporosity. The roots of plants can create channels of preferential flux (Devitt and Smith, 2002) and with some vegetable crops an increase in the range of dry-moist cycles of soil has been measured, having important effects on macroporosity (Rasse *et al.*, 2000). On the other hand, the increases of porosity in the rhizosphere are also related to the presence of root exudates that affect the fracture phenomena (Zhang *et al.*, 2008). More specifically, the roots of lucerne

(*Medicago sativa* L.) can increase the hydraulic conductivity four-fold (Kadir *et al.*, 2005) and in some agroforestry systems, after the plantation of woody species, the macroporosity is increased 5.7 times and the hydraulic conductivity by 16.7 times (Kumar *et al.*, 2008). In our study, the shrub with the most indirect effects,

*Medicago strasseri*, produced such large increases in infiltration that after the vegetation and litter were removed, there was almost no runoff with 113 mm h<sup>-1</sup> of rainfall. The quantification of direct effects was therefore not possible, because they could only be determined by using an even greater rainfall intensity, in order to exceed the soil infiltration capacity.



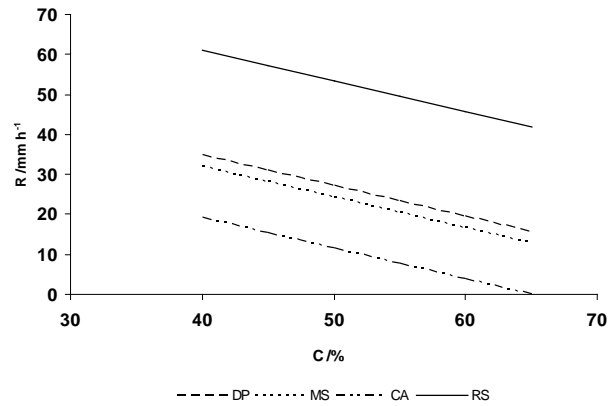
**Figure 2.2.** (a) Relationship between stabilized runoff ( $R$ ) and herbaceous cover; (b) relationship between accumulated soil loss ( $E_r$ ) and herbaceous cover at the grassland, Experiment 1, and (c) comparison between equation by Lafen *et al.* (1985) and the equation obtained using herbaceous cover data from Mediterranean grassland in central Spain.



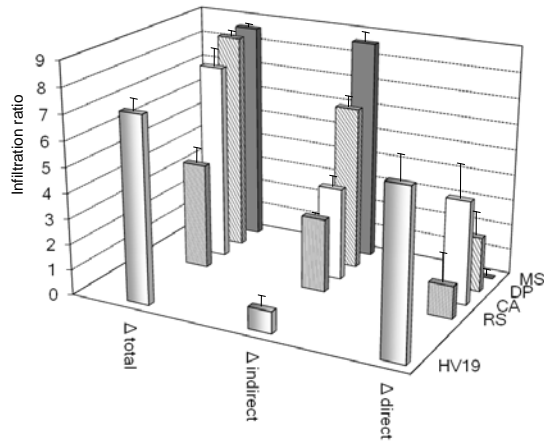
**Figure 2.3.** Variations in hydrological properties associated with the physical presence of shrubs and litter. Shrub & Litter= data recorded when both the shrub and its litter were present, Litter= litter that remained after the shrub was removed and Nude = data recorded when the soil was left bare. (a) Water volume needed for the start of runoff ( $V_0$ ), (b) stabilized runoff ( $R$ ), (c) soil loss ( $Er$ ). DP (*D. pentaphyllum*), MS (*M. strasserii*), CA (*C. arborescens*), RS (*R. sphaerocarpa*) and BS (*Bare soil*). Error bars represent standard error.

*Bare soil: effects of soil management*

Soil in the *bare soil* treatment (BS) remained bare for 3 years and was therefore liable to soil sealing and crusting, both of which accelerate soil loss processes. However, soil in BS<sub>HV</sub> treatment was completely cleared of vegetation after being covered by grassland for 13 years. It was expected that runoff and soil loss would be greater under BS treatment than under BS<sub>HV</sub> treatment. This was not so; runoff for BS was not significantly different to that of BS<sub>HV</sub> (101.9 mm h<sup>-1</sup> compared with



**Figure 2.4.** Runoff ( $R$ ) as a function of cover ( $C\%$ ) for *Dorycnium pentaphyllum* (DP), *Medicago strasserii* (MS), *Colutea arborescens* (CA) and *Retama sphaerocarpa* (RS). Estimated by using the General Linear Model considering total ground cover ( $C\%$ ) as a covariate.



**Figure 2.5.** Relative increase of infiltration for the different types of vegetation cover in relation to that of *Bare soil* treatment (Infiltration ratio):  $\Delta$ total (total increase),  $\Delta$ indirect (increase from indirect effects),  $\Delta$ direct (increase from direct effects), HV<sub>19</sub> (well developed herbaceous vegetation), CA (*Colutea arborescens*), DP (*Dorycnium pentaphyllum*) and MS (*Medicago strasserii*). Error bars represent standard error.

92.5 mm h<sup>-1</sup>;  $p=0.26$ ) and although both showed similar transport capacities (Tables 2 and 3) BS and BS<sub>HV</sub> had significantly different soil losses (149.9 g m<sup>-2</sup> in BS vs. 37.5 g m<sup>-2</sup> in BS<sub>HV</sub>,  $p=0.009$ ). Differences in the management of bare soil mainly affected disaggregation, while transport capacity was unaltered. According to Tisdall and Oades (1982) aggregate stability depends to a great extent on organic matter content. Apart from this, polysaccharides, roots and hyphae, which are essential for macroaggregate stability (>250  $\mu$ m), are not very stable and are sensitive to management conditions. The soil of the BS treatment had been ploughed, bringing up soil from

deeper layers. It remained bare for 3 years, in the absence of organic matter inputs and with reduced biological activity, which presumably reduced macroaggregate stability. On the other hand, the stability of smaller aggregates increases with an increase in clay content (Tisdall and Oades, 1982; Boix-Fayos *et al.*, 2001), which means that soils such as those used in this study, with clay contents between 300 and 400 g clay kg<sup>-1</sup>, are less likely to form crusts (Shainberg *et al.*, 2003). This would explain the present results: the BS treatment favoured disaggregation and therefore transport, but affected mainly large aggregates, while smaller aggregates remained stable, and this hindered crusting. Vegetation has a strong influence on the soil surface and renders it less susceptible to erosion (Cerdà, 1997). Soil surface disturbance through ploughing determined the sediment concentration recorded for BS and also that recorded for shrubs, which were planted after ploughing. Those shrubs that produced leaf litter (*D. pentaphyllum*, *M. strasseri* and *C. arborescens*) reduced Sc by 70–75% with respect to that measured for BS, and this did not happen with *R. sphaerocarpa* (Table 2.3). Organic matter inputs on the soil surface for *D. pentaphyllum*, *M. strasseri* and *C. arborescens* counterbalanced, at least partially, the effects of ploughing. Although shrubs induced larger sediment concentrations than those recorded in grasslands at different development stages (Tables 2.2 and 2.3), the sediment load in plots with shrub species that produced litter was not significantly different to that of the BS<sub>HV</sub> treatment ( $p = 0.450$ ), in which the soil was manually cleared after 13 years of herbaceous cover, taking care not to damage the soil surface.

#### Relationships between biometric and runoff and soil loss characteristics

Different vegetation species with different morphologies affect the hydrology and soil loss in different ways. This, at least partly, results from the interception capacity and the way each plant is able to distribute the water flow according to its architectural and morphological characteristics (González Hidalgo *et al.*, 1997; Bochet *et al.*, 2006). In Table 2.5 the relationships between the biometric characteristics of shrubs and the hydrological properties and soil loss are stated.  $V_0$  values are related to the interception capacity of shrubs and there is a positive relationship with biomass ( $r=0.40$ ) and FTB A<sup>-1</sup> ( $r=0.42$ ). R and Er are related to several biometric characteristics, but the main correlations ( $r=0.69$ ) were obtained with the canopy cover (A) and diameter (D).

Both of them are indicators of soil surface under the influence of shrubs and they are related both to direct effects (of plant cover) as well as to indirect effects (changing soil characteristics). The sediment load (Sc) did not show any correlations with the shrub characteristics in Table 2.5. When the most relevant variables regarding runoff were selected by stepwise regression, only two were included in the model: the canopy diameter explained 48% of observed variance and the soil cover (C%) explained an additional 15%. The effect of each shrub species on runoff seems to be related to its area of influence (D) and the percentage of soil really covered (C%). Comparisons made at the same extent of cover (Figure 2.4) show that differences between species were attributable to the typical characteristics of each shrub species. When C% was between 40 and 50%, *C. arborescens* led to a more efficient runoff decrease than *D. pentaphyllum* or *M. strasseri*, and they did so more than *R. sphaerocarpa*. These specific differences can also be interpreted with regard to the direct and indirect effects of each type of shrub. In the trials, C% of *C. arborescens* was approximately 43% (Table 2.4). For this soil cover level, *C. arborescens* had an influence on the whole plot, whereas *D. pentaphyllum* and *M. strasseri* left more soil uncovered.

**Table 2.4.** Characteristics of shrub plots: mean values (and standard error in brackets) for total soil cover (C%), canopy cover (A), diameter (D), height (H), volume (V), fresh total biomass (FTB), fresh leaf biomass (FLB), biomass density (FTB V<sup>-1</sup> and FLB V<sup>-1</sup>) and superficial density (FTB A<sup>-1</sup> and FLB A<sup>-1</sup>); there were six replicates per treatment.

	Shrub species			
	DP	MS	CA	RS
<i>Cover</i>				
C% (%)	76 (2.5)	74 (1.1)	43 (4.6)	50 (9.4)
A (m <sup>2</sup> )	1.07 (0.13)	1.58 (0.15)	1.28 (0.20)	0.63 (0.02)
<i>Dendrometrics</i>				
D (m)	1.16 (0.07)	1.41 (0.07)	1.26 (0.10)	0.89 (0.05)
H (m)	0.72 (0.04)	1.05 (0.06)	1.79 (0.06)	0.95 (0.05)
V (m <sup>3</sup> )	0.43 (0.08)	0.56 (0.08)	0.77 (0.13)	0.20 (0.03)
<i>Fresh biomass</i> (kg)				
FTB	2.09 (0.14)	5.59 (0.56)	2.40 (0.39)	0.75 (0.09) <sup>1</sup>
FLB	0.33 (0.05)	1.52 (0.12)	0.22 (0.11)	
<i>Biomass density</i> (kg m <sup>-3</sup> )				
FTB V <sup>-1</sup>	5.33 (0.44)	9.81 (0.47)	2.91 (0.16)	3.89 (0.39) <sup>a</sup>
FLB V <sup>-1</sup>	0.83 (0.05)	2.63 (0.17)	0.26 (0.06)	
<i>Surface density</i> (kg m <sup>-2</sup> )				
FTB A <sup>-1</sup>	2.00 (0.11)	3.45 (0.40)	1.75 (0.11)	1.24 (0.16)
FLB A <sup>-1</sup>	0.30 (0.16)	0.93 (0.15)	0.15 (0.04)	<sup>1</sup>

DP = *D. pentaphyllum*, MS = *M. strasseri*, CA = *C. arborescens*, RS = *R. sphaerocarpa* (RS). <sup>(1)</sup> *R. sphaerocarpa* is practically a leafless shrub.

**Conclusions**

The soil loss rates for hillslopes and catchment areas cannot be determined by simple extrapolation from small plot measurements. Some important factors such as length, slope and soil variations or water flow concentration were not present in this kind of experimental design. The overall objective of our study was to gain a deeper understanding of the influence of vegetation, avoiding other sources of variation. The grassland that has been generated after 13 years of abandonment was effective in the reduction of sheet erosion, but there was a large runoff rate. Runoff rates of 21 mm h<sup>-1</sup> were recorded, which could cause an important risk of rill formation and gully erosion at the hillside scale. The grassland cover had almost only direct effects on runoff and soil loss control, and these disappeared almost completely when the vegetation was eliminated. The disappearance of plant cover is usual in these communities because this is a fragile ecosystem and regularly suffers from fires. As the soil is colonized by the grass again, it quickly recovers its capacity to reduce sheet erosion, but the hydraulic-regulation ability

is slower and the soil loss risk increases for months. Under such circumstances, the presence of woody plants (shrubs) fosters the hydric regulation ability and the soil stability. This type of vegetation increases soil infiltration rates and the modifications in hydrology induced by shrubs remain, even after vegetation has been cleared, because of the indirect effects. *Retama sphaerocarpa*, probably the most characteristic shrub in this type of grassland in Spain, increases the stability of the ecosystem, because it protects the soil from soil loss and allows a relatively large surface water flow. These flows can be important in semiarid areas where water resources are scarce, in high demand, and increasingly regulated in order to supply towns and industries. There were important hydrological differences between herbaceous cover and shrubby cover, and between shrub species, and these differences are evident in a relatively short time. For this reason, knowledge of the individual characteristics of each type of vegetation is important for the design and development of revegetation or restoration activities whenever the regulation of runoff and soil loss becomes necessary. It is worth separating the direct and indirect effects of vegetation in order to state with certainty if the runoff and soil loss control can be attributed to the physical presence of plant cover or to the soil changes induced.

**Table 2.5.** Relationships between the characteristics of shrub cover and hydrological and soil loss characteristics for all shrubs.

	$V_0$		$R$		$Er$		$Sc$	
	(mm)		(mm h <sup>-1</sup> )		(g m <sup>-2</sup> )		(g l <sup>-1</sup> )	
	$r$	$p$	$r$	$p$	$r$	$p$	$r$	$p$
<i>Cover</i>								
$C\%$ (%)	0.32	n.s.	-0.62	***	-0.11	n.s.	0.15	n.s.
$A$ (m <sup>2</sup> )	0.38	n.s.	-0.69	***	-0.47	*	-0.20	n.s.
<i>Dendrometrics</i>								
$D$ (m)	0.38	n.s.	-0.69	***	-0.47	*	-0.20	n.s.
$H$ (m)	-0.08	n.s.	-0.10	n.s.	-0.08	n.s.	-0.08	n.s.
$V$ (m <sup>3</sup> )	0.21	n.s.	-0.57	**	-0.36	*	-0.24	n.s.
<i>Fresh biomass (kg)</i>								
$FTB$	0.40	*	-0.53	**	-0.28	n.s.	0.005	n.s.
$FLB$	0.35	n.s.	-0.40	**	-0.23	n.s.	0.024	n.s.
<i>Density (kg m<sup>-3</sup>)</i>								
$FTB A^{-1}$	0.37	n.s.	-0.36	n.s.	-0.08	n.s.	0.26	n.s.
$FLB A^{-1}$	0.38	n.s.	-0.44	*	-0.25	n.s.	0.09	n.s.
<i>Superficial density (kg m<sup>-2</sup>)</i>								
$FTB A^{-1}$	0.42	*	-0.54	**	-0.17	n.s.	0.19	n.s.
$FLB A^{-1}$	0.38	n.s.	-0.45	0.05	-0.26	n.s.	0.06	n.s.

Correlation coefficients ( $r$ ) between the volume of water required for the start of runoff ( $V_0$ ), stabilized runoff ( $R$ ), soil loss ( $Er$ ), sediment load ( $Sc$ ) and total soil cover ( $C\%$ ), canopy cover ( $A$ ), diameter ( $D$ ), height ( $H$ ), volume ( $V$ ) of shrubs, fresh total biomass ( $FTB$ ) and fresh leaf biomass ( $FLB$ ), total biomass density ( $FTB V^{-1}$ ), leaf biomass density ( $FLB V^{-1}$ ) and total ( $FTB A^{-1}$ ) and leaf ( $FLB A^{-1}$ ) superficial densities.

$p$  Significant level (\*\*\*  $p < 0.001$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*  $p < 0.05$ ; n.s.: not significant)



## Acknowledgements

The authors would like to thank the Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid for their financial support through projects 07M/0077/1998 and 07M/0023/2000, and for supporting Dr Nieves Alonso Blázquez through a postdoctoral grant. Pablo García Estríngana was supported by a predoctoral grant from INIA, who also contributed through funds of the project RTA01- 078-C2-2. We also want to thank Alfredo Cuevas, Ramón Moreno and Araceli Hernández for their help and enthusiasm.

## References

- Alegre, J., Alonso-Blázquez, N., López-Vela, D., de Andrés, E.F., Tenorio, J.L. 2002. Evolución de las propiedades físico-químicas de suelos de cultivo, revegetados con leguminosas arbustivas de los géneros *Dorycnium*, *Medicago* y *Colutea*. Comunicación Técnica. In: Comunicaciones Técnicas del VI Congreso Nacional de Medio Ambiente, Colegio Oficial de Físicos, Madrid.
- Alegre, J., Alonso-Blázquez, N., de Andrés, E.F., Tenorio, J.L., Ayerbe, L. 2004. Revegetation and reclamation of soils using wild leguminous shrubs in cold semiarid Mediterranean conditions: litterfall and carbon and nitrogen returns under two aridity regimes. *Plant and Soil* 263, 203–212.
- Alonso, N., Alegre, J., López-Vela, D., Yébenes, L. 2001. Mineralización de la hojarasca de leguminosas arbustivas en condiciones controladas. In: Proceedings of the Montes para la Sociedad del Nuevo Milenio. III Congreso Forestal Español. Tomo IV, Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente, Granada, pp. 360-366.
- Bienes, R., Moré, A., Marques, M.J., Moreira, S., Nicolau, J.M. 2005. Efficiency of different plant cover to control water erosion in Central Spain. *Advances in Geocology* 36, 155–162.
- Bochet, E., Poessen, J., Rubio, J.L. 2006. Runoff and soil loss under individual plants of a semi-arid Mediterranean shrubland: influence of plant morphology and rainfall intensity. *Earth Surface Processes and Landforms* 31, 536–549.
- Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Imeson, A.C., Soriano-Soto, M.D. 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.
- Branson, F.A., Owen, J.B. 1970. Plant cover, runoff, and sediment yield relationships on Mancos shale in Western Colorado. *Water Resources Research* 6, 783–790.
- Cerdà, A. 1997. Soil erosion after land abandonment in a semiarid environment of southeastern Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 11, 163–176.
- Cerdà, A. 2001. Effects of rock fragment cover on soil infiltration, interill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science* 52, 59–68.
- Devitt, D.A., Smith, S.D. 2002. Root channel macropores enhance downward movement of water in a Mojave Desert ecosystem. *Journal of Arid Environments* 50, 99–108.
- Dissmeyer, G.E., Foster, G.R. 1981. Estimating the cover-management factor (C) in the Universal Soil Loss Equation for forest conditions. *Journal of Soil and Water Conservation* 36, 235–240.
- Elwell, H.A., Stocking, M.A. 1976. Vegetal cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. *Geoderma* 15, 61–70.
- García-Estríngana, P., Alonso-Blázquez, N., Alegre, J. 2006. Water interception and stemflow in Mediterranean shrubs using rainfall simulation. In: Naimi, M., Mrabet, R., Sabir, M., Zaher, H. (Eds.), Proceedings of the 14th Conference of International Soil Conservation Organization Conference on Water Management and Soil Conservation in Semi-Arid Environments, INRA, Marrakech, pp. 118–119.
- González Hidalgo, J.C., Raventos, J., Echeverría, M.T. 1997. Comparison of sediment ratio curves for plants with different architectures. *Catena* 29, 333–340.
- Greene, R.S.B., Kinnell, P.I.A., Wood, J.T. 1994. Role of plant cover and stock trampling on runoff and soil erosion from semi-arid wooded rangelands. *Australian Journal of Soil Research* 32, 953–973.
- Greuter, W., Matthäs, U., Risse, H. 1982. Notes on Cardaegean plants. 3. *Medicago strasseri*, a new leguminous shrub from Kriti. *Willdenowia* 12, 201–206.
- Gyssels, G., Poesen, J., Bochet, E., Li, Y. 2005. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in Physical Geography* 29, 189–217.

- Holtan, H.N. 1961. A Concept for Infiltration Estimates in Watershed Engineering, Agricultural Research Service, USDA, Washington, DC, pp. 41–51.
- Kadvir, Y., Rasse, D.P., Smucker, A.J.M. 2005. Specific contributions of decaying alfalfa roots to nitrate leaching in a Kalamazoo loam soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109, 97–106.
- Kinnell, P.I.A. 2005. Raindrop impact induced erosion processes and prediction: a review. *Hydrological Processes* 19, 2815–2844.
- Kumar, S., Anderson, S.H., Bricknell, L.G., Udawatta, R.P., Gantzer, C.J. 2008. Soil hydraulic properties influenced by agroforestry and grass buffers for grazed pasture systems. *Journal of Soil and Water Conservation* 63, 224–232.
- Laflen, J.M., Foster, G.R., Onstad, C. 1985. Simulation of individual storm soil loss for modelling the impact of soil erosion on crop productivity. In: El-Swaify, S.A., Moldenhauer, W.C., Lo, A., Soil Erosion and Conservation. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, IA, pp. 285–295.
- Lang, R.D. 1979. The effects of ground cover on surface runoff from experimental plots. *Journal of Soil Conservation* 35, 108–114.
- López-Pintor, A., Espigares, T., Rey Benayas, J.M. 2003. Spatial segregation of plant species caused by *Retama sphaerocarpa* influence in a Mediterranean pasture: a perspective from the soil seed bank. *Plant Ecology* 167, 107–116.
- Marques, M.J., García-Muñoz, S., Muñoz-Organero, G., Bienes, R. In press. Soil conservation beneath grass cover in hillside vineyards under Mediterranean climatic conditions (Madrid, Spain). *Land Degradation and Development*, DOI: 10.1002/ldr.915.
- Mati, B.M., Morgan, R.P.C., Quinton, J.N. 2006. Soil erosion modelling with EUROSEM at Embori and Mukogodo catchments, Kenya. *Earth Surface Processes and Landforms* 31, 579–588.
- Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D., Styczen, M.E., Folly, A.J.V. 1998. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): Documentation and User Guide. Silsoe College, Cranfield University. Silsoe, United Kingdom, 124 pp.
- Navas, A. 1993. Soil losses under simulated rainfall in semi-arid shrublands of the Ebro Valley, Spain. *Soil Use and Management* 9, 152–157.
- Nearing, M.A., Foster, G.R., Lane, L.J., Finkner, S.C. 1989. A process based soil erosion model for U.S.D.A. - Water Erosion Prediction Project technology. *Transactions of the ASAE* 32, 1587–1593.
- Nearing, M.A., Jetten, V., Baffaut, C., Cerdan, O., Couturier, A., Hernandez, M., Le Bissonnais, Y., Nichols, M.H., Nunes, J.P., Renschler, C.S., Souchère V., van Oost, K. 2005. Modelling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena* 61, 131–154.
- Pérez, R., Jiménez, L., García-Estringana, P., Marques, M.J., Chicharro, M., González, S., Alegre, J., Bienes, R. 2003. Caracterización de un simulador de lluvia para estudios de degradación del suelo. *Edafología* 10, 247–254.
- Quinton, J.N., Morgan, R.P.C. 1998. EUROSEM: an evaluation with single event data from the C5 Watershed, Oklahoma, USA. In: Boardman, J., Favis-Mortlock, D., Modelling Soil Erosion by Water. NATO ASI Series, Volume 1(55), Springer-Verlag, Berlin, pp. 65–74.
- Rasse, D.P., Smucker, A.J.M., Santos, D. 2000. Alfalfa root and shoot mulching effects on soil hydraulic properties and aggregation. *Soil Science Society of America Journal* 64, 725–731.
- Savabi, M.R., Rawls, W.J., Knight, R.W. 1995. Water erosion prediction project (WEPP) rangeland hydrology component evaluation on a Texas range site. *Journal of Range Management* 48, 535–541.
- Shainberg, I., Mamedov, A.I., Levy, G.J. 2003. Role of wetting rate and rain energy in seal formation and erosion. *Soil Science* 168, 54–62.
- Simanton, J.R., Weltz, M.A., Larsen, H.D. 1991. Rangeland experiments to parameterize the water erosion prediction project model: vegetation canopy cover effects. *Journal of Range Management* 44, 276–282.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *European Journal of Soil Science* 33, 141–163.
- USDA 1999. Soil Taxonomy, 2nd edn. Agriculture Handbook, Volume 436. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

- Weltz, M.A., Kidwell, M.R., Fox, H.D. 1998. Influence of abiotic and biotic factors in measuring and modelling soil erosion on rangelands: state of knowledge. *Journal of Range Management* 51, 482–495.
- Wilcox, B.P., Wood, M.K., Tromble, J.T., Ward, T.J. 1986. A handportable single nozzle rainfall simulator designed for use on steep slopes. *Journal of Range Management* 39, 375–377.
- Wilcox, B.P., Wood, M.K., Tromble, J.M. 1988. Factors influencing intiltrability of semiarid mountain slopes. *Journal of Range Management* 41, 197–206.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1965. Predicting Rainfall-Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains: Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation. USDA Agriculture Handbook, Volume 282. USDA-ARS, Washington, DC.
- Wood, M.K., Jones, T.L., Vera-Cruz, M.T. 1998. Rainfall interception by selected plants in the Chihuahuan Desert. *Journal of Range Management* 51, 91–96.
- Zhang, B., Hallett, P.D., Zhang, G. 2008. Increase in the fracture toughness and bond energy of clay by a root exudate. *European Journal of Soil Science* 59, 855–862.



# Capítulo 3

## Control de la escorrentía y la pérdida de suelo por vegetación arbustiva mediterránea a escala de parcela





## Capítulo 3

### Control de la escorrentía y la pérdida de suelo por vegetación arbustiva mediterránea a escala de parcela

Este capítulo reproduce el texto del artículo científico aceptado para publicar:

García-Estringana, P., Alonso-Blázquez, N., Marques, M.J., Bienes, R., González-Andrés, F., Alegre, J. En prensa. Mediterranean legume shrubs control soil and runoff in Central Spain. A plot long-term assessment under natural rainfall. *Catena*.

#### Resumen

La recuperación de la vegetación después del abandono del uso agrario contribuye a reducir la pérdida de suelo y la escorrentía. La efectividad de la vegetación arbustiva ha sido frecuentemente demostrada en pequeñas parcelas y con individuos maduros, siendo más escasa la información disponible a una escala mayor y referida al período de establecimiento y colonización de la vegetación, intervalo de tiempo en el que el riesgo de erosión es más alto. El objetivo de este trabajo fue determinar en condiciones de precipitación natural y a media escala los efectos de tres especies de arbustos (*Colutea arborescens*, *Dorycnium pentaphyllum* y *Medicago strasserii*) sobre la escorrentía y la pérdida de suelo. Para ello se registraron estas variables en parcelas de 20.2 m x 4 m para cada evento de lluvia. El estudio se realizó durante 6 años y medio con el objetivo de medir la efectividad de estas cubiertas durante su período de establecimiento (2,5 años) y una vez que estaban bien desarrolladas (4 años). Estos resultados se compararon con los obtenidos previamente en ensayos en pequeña parcela para las mismas especies. Cuatro eventos de alta intensidad y un evento de pequeña intensidad fueron los causantes de la mayor parte de las pérdidas de suelo. Este último aportó un gran volumen de precipitación y ocurrió en una época de continuas precipitaciones y alta humedad del suelo. Estos cinco eventos fueron responsables del 85% de la pérdida de suelo (37,5 t ha<sup>-1</sup>) y del 59% de la escorrentía (128,8 mm) registradas en suelo desnudo. Los arbustos redujeron drásticamente la escorrentía (en un 84-95%) y la pérdida de suelo (en un 95-99%), siendo más efectivos durante los eventos de alta intensidad que durante eventos largos y en los que la humedad fue elevada. Cuando la pérdida de suelo se expresó en términos relativos respecto al suelo desnudo, los valores obtenidos durante eventos de alta intensidad en parcelas de 20,2 m x 4 m fueron semejantes a las obtenidas en pequeña parcela con lluvia simulada de alta intensidad. En cambio la escorrentía dio valores más pequeños en pequeña parcela.

*Palabras clave:* cubierta vegetal, parcelas USLE, pérdida de suelo, escorrentía, intensidad, *Dorycnium*, *Colutea*, *Medicago*.





## Mediterranean legume shrubs control soil and runoff in Central Spain. A plot long-term assessment under natural rainfall

García-Estringana, P.<sup>1</sup>, Alonso-Blázquez, N.<sup>1</sup>, Marques, M.J.<sup>1</sup>, Bienes, R.<sup>1</sup>, González-Andrés, F.<sup>2</sup>, Alegre, J.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Department of Agroenvironmental Research, Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA) Autovía A-2, Km. 38.2, 28800 Alcalá de Henares, Madrid, Spain

<sup>2</sup> Escuela Superior y Técnica de Ingeniería Agraria, Departamento de Ingeniería y Ciencias Agrarias, Avda. de Portugal 41, 24071 León, Spain

### Abstract

The vegetation recovery after agricultural land abandonment contributes to reduce soil loss and runoff. The effectiveness of shrub vegetation has been usually demonstrated on small plots, especially in mature shrubs, not considering scaling effects nor the establishment and colonization period, in which the risk of soil erosion is high. The aim of this research was to determine under natural rainfall conditions the effects of three shrub covers (*Colutea arborescens*, *Dorycnium pentaphyllum* and *Medicago strasserii*) on runoff and soil loss. These variables were recorded in plots of 20.2 m x 4 m for each rainfall event, during the establishment period (2.5 years) and during the period in which shrubs were well-developed (4 years). The results of this experiment were compared with those of a previous one, obtained under high-intensity conditions with rainfall simulation in small plots. In bare soil, 5 rainfall events were responsible for 85 % of erosion (37.5 t ha<sup>-1</sup>) and of 59 % of runoff (128.8 mm) losses. All rainfall events were of high intensity, except one of them in which rainfall volume was so high that soil had high soil water content, favouring runoff generation. During the establishment period the shrubs just reduced runoff or soil loss, but during period in which shrubs were well-developed, they drastically reduced runoff (by 84-95%) and erosion (by 95-99%). These beneficial effects were proportionally greater under conditions of high-intensity rainfall than when runoff was related to high soil moisture conditions. Similar soil loss values were observed in plots of 20.2 m x 4 m under rainfall events of high intensity, and in small plots, in which rainfall simulation of high intensity was applied, but runoff generation was lower for small plots.

**Keywords:** plant cover, USLE plots, soil loss, runoff, rainfall intensity, *Dorycnium*, *Colutea*, *Medicago*.

## Introduction

Soil erosion show non-sustainable rates under Mediterranean climatic conditions (Cerdà *et al.*, 2010) and on agriculture land (Cerdà *et al.*; 2007; 2009) and it is an environmental problem in Spain (García Ruiz and López Bermúdez, 2009). This is usually explained due to the dry climatic conditions, the recurrent drought and the intense thunderstorms. Moreover, the parent material and the roughed terrain also contribute to high soil losses and runoff generation (Romero Díaz *et al.*, 2010). However, land uses and land managements currently applied in Spain do not solve the problem of high soil erosion rates, water losses and soil degradation (García Ruiz, 2010). The traditional impact of grazing, of fires, of vegetation removal and ploughing is now increased by the agricultural land abandonment, the widespread use of herbicides on agriculture, the extremely intense, large forest fires and the increase of the road and railway embankments. The land use is the key factor that determines the soil loss and the vegetation recovery can contribute to reduce the soil and water losses.

The natural vegetation recovery is the most effective way to regenerate degraded soils although under Mediterranean climatic conditions this process is delayed due to the water stress and soil degradation. Shrubs are the most characteristic vegetation type in Mediterranean ecosystems and they can control the accelerated soil erosion and runoff generation. Legume shrubs can also contribute to improve the soil quality due to their capacity to fix nitrogen, their potential to activate organic matter cycles, to improve fertility and to re-establish functional shrublands (Francis and Thornes, 1990; Caravaca *et al.*, 2002; Romero Díaz, 2003; Alegre *et al.*, 2004). Then, shrubs are the best strategy to control the soil losses as they are adapted to the Mediterranean climate, and the growth is fast enough to cover the soil.

Shrubs supply greater amounts of litter to the soil increasing organic matter inputs to soils (Alegre *et al.*, 2004) and have complex root systems, inducing changes in soil properties and increasing soil macroporosity (indirect effects) that reduce runoff and the soil loss (García-Estringana *et al.*, 2010). Shrubs improve the infiltration capacity of soils (Cerdà, 1997), the water retention capacity (Ruiz Sinoga *et al.*, 2010) and the runoff and sediment redistribution. Most of the measurements that demonstrated that shrubs are a protective cover were done on small plots and usually on individual shrubs (Francis and Thornes, 1990; Cerdà, 1997; Bochet *et al.*, 2006; García-Estringana, 2010; Ruiz Sinoga *et al.*, 2010) and they compare the bare and the vegetated

patch. Then, these are interill measurements that do not demonstrate that shrubs contribute to control soil erosion at slope or slope tram scale. Smets *et al.* (2008) reviewed data from 65 experimental studies having plot lengths from 0.27 to 50 m, and the majority were less of <11 m, suggesting the need to focus on plots having lengths longer than 11 m to investigate the soil erosion-reducing effectiveness of surface cover considering the effect of plot length.

Runoff and erosion processes are not linear by nature and their actions are also subject to different thresholds. Thus, scaling effects are important in determining the size of hydrologic and erosive phenomena (Boix-Fayos *et al.*, 2006). Data obtained in small-scale plots usually underestimate erosion and overestimate runoff (Trimble and Crosson, 2000). In very small plots, rills do not form and only sheet erosion can be measured, which represents only part of the erosion observed across larger surface areas where rills are in large measure responsible for the soil transport capacity (Bagarello and Ferro, 2004). Values obtained for the volume of runoff per unit of surface area usually decrease as the experimental plot gets larger (Paige *et al.*, 2002), but infiltration and runoff values depend on the measurement conditions. Apart from plot size (Poesen *et al.*, 1994), the prior soil water content and the rainfall intensity play a particular role in both these processes (Paige and Stone, 2003).

The soil erosion on shrublands is usually measured on mature or non-recently disturbed ecosystems. However, little information can be found on the process of shrubs establishment and vegetation recovery. And this is an information lack in the scientific literature right now. This is a key issue to understand shrublands as they colonize abandoned agriculture fields, intensively use land or they colonize grasslands due to climate change. Then, in order to understand scrublands it is necessary to assess the shrub establishment and colonization.

The aim of this research was: (i) to determine under natural rainfall conditions the effects of three plant covers comprised of legume shrubs (*Colutea arborescens*, *Dorycnium pentaphyllum* and *Medicago strasserii*) on runoff and soil losses measured in 20.2 m × 4 m plots; (ii), to compare these results with those previously obtained by simulated high-intensity rainfall in small plots established in the same area, which will give insight on the effect of scale on soil erosion processes; (iii) to monitor the shrub establishment and growth and their effects on soil erosion control; and (iv) to assess the soil and water losses at long-term period of 6.5 years.

## Materials and methods

### Site description and soil characteristics

The study was carried out under field conditions on an experimental station in Guadalajara, Central Spain (40° 41' 00" N; 3° 12' 26" W) at an altitude of 650 m (Figure 3.1). The soil erosion plots were set up in previously cultivated lands on the slope of a terrace of the Henares River. The soil is a Typic Rhodoxeralf (USDA, 1999), which is well-structured showing clay illuviation throughout its profile with the exception of the upper horizon, and with cracks throughout the clay fraction interrupted at the base of the tillage horizon. Table 3.1 shows the main characteristics of the soil profile. The moisture regime is xeric and the thermal one mesic. Mean annual rainfall in the area is 416 mm, with a characteristic Mediterranean distribution, with higher rainfall volume events in the colder months and a water deficit during the warmer period. A more detailed description of the study area may be found in Garcia-Estringana *et al.* (2010).

### Plant material

Three shrubs were selected to characterize their ability to control the soil loss. *Colutea arborescens* (CA) is a deciduous species widely distributed on the Mediterranean Basin. It is a vigorous shrub that seldom surpasses a height of 2.5 to 3 m with few branches, that commonly appears in open shrublands and wood masses that are not too dense. *Colutea* species are good at tolerating dry summers (De Andrés *et al.*, 1999) and have an extensive root system capable of stabilising soil. *D. pentaphyllum* (DP) is an evergreen species widely distributed throughout the Mediterranean. It is a small shrub which usually has a creeping growth, forming dense masses. Their tolerance to drought, resistance to fire and colonising capacity have made them ideal candidates for revegetation and erosion control measures in semiarid environments (Wills and Sheppard, 1986; Wills *et al.*, 1989). *M. strasserii* (MS) is an evergreen species endemic to the island of Crete (Greuter *et al.*, 1982), which is phylogenetically close to *Medicago arborea*, the most widely known species of woody alfalfa. It is a shrub that easily attains a height of over 1 m, with a dense and upright canopy highly branched from the base. *M. arborea* is a multipurpose plant that was shown efficient to soil erosion control (Andreu *et al.*, 1994) and produces good quality forage (Alegre *et al.*, 1994). All the shrubs employed in this study were grown in 250 ml forest-type containers in greenhouse conditions over a 7-month period. Plants were inoculated with strains of *Rhizobium* isolated from these

same species in their places of origin according to the procedures described by González-Andrés *et al.* (2005).

### Experimental plots

The four USLE (Universal Soil Loss Equation) plots were set up on a 12.5% hillslope, that a decade before had been used for cereal cultivation. Each plot had 80.8 m<sup>2</sup> (20.2 m × 4 m) and consisted of a galvanized enclosure, a drawer collector, and sediment and runoff collection devices, which were cleared after each erosive event (Figure 3.1). Before the experiment, each plot was subjected to tillage practices in order to simulate conditions that take place when an agricultural land is abandoned. In May 1999 planting was conducted according to a triangle design, leaving a 1.5 m distance between plants occupying the vertices of a triangle. One plot was planted with *C. arborescens* (treatment CA), a second one with *D. pentaphyllum* (treatment DP), a third one with *M. strasserii* (treatment MS) and a fourth one was kept bare (treatment BS, or bare soil), a similar reference treatment as that used for the USLE model (Wischmeier and Smith, 1965). Soil was kept bare using herbicides instead of ploughing. Once planted, the soil was raked to smooth the surface and eliminate troughs generated by tillage and planting. Throughout the experiment, herbicides were used on the soil in vegetal treatments, avoiding the development of herbaceous vegetation, in order to consider only the effects of shrub vegetation.

**Table 3.1.** General soil properties

Horizon	Ap Ocric	Bt Argillic	BB <sub>2</sub> Btca Argillic	BB <sub>3</sub> Btca Argillic
Depth (cm)	0-18	18-85	85-121	121-153
Sand (%)	42.4	41.5	49.9	39.3
Silt (%)	21.1	13.5	18.8	52.3
Clay (%)	36.5	45.0	31.3	8.4
Gravel & stones (%)	6.8	3.8	9.1	3.8
OM (%)	1.1	1.0	0.3	0.5
Total carbonate (g kg <sup>-1</sup> )	6.7	1.3	2.7	2.7
pH (1:2.5 H <sub>2</sub> O)	7.6	8.0	8.1	8.2
Exch. Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	22.0	17.7	20.6	3.7
Exch Mg <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	2.3	2.1	3.7	6.0
Exch K <sup>+</sup> (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	0.2	0.3	-	-

### Canopy cover and soil cover

During the first three years, we monitored the growth of the shrubs. Each semester, determination was made of the maximum height and the smallest and largest diameters of

individual shrubs: 37 specimens of *C. arborescens*, 40 specimens of *M. strasseri* and 31 specimens for *D. pentaphyllum* (Table 3.2). Using these measurements, we followed the changes produced in canopy cover as an indicator of the soil surface under the direct influence of the shrubs. In addition, orthogonal photographs of 12 plants representative of each treatment were obtained to estimate the proportion of soil covered by the plants, their leaf litter and stones (soil cover). This was undertaken by tracing in the images, the perimeters of the shrubs and of the bare soil areas, manually painting the covered surface. The proportion of bare soil was assessed by measuring the painted surface using an image analyser (Delta-T Services, Burwell, UK) and WinDias® software (see Appendix 3 of the Doctoral Thesis).

#### *Soil loss and runoff*

Soil loss and runoff were measured after each rainfall event capable of provoking surface runoff. To quantify the soil loss, we determined the fresh and dry weights of the materials sedimented in the collector. When necessary because of the amount of sediments, three 1 kg subsamples were taken and their dry weights determined. Next, the volume of runoff water was measured, and the dry weight of the solids in suspension ( $SL_R$ ) determined by filtration after mixing. When necessary because of a large runoff volume, three 1000 ml aliquots were processed. To estimate the dry weight of the solids sedimented in the reservoir and of the solids in suspension, the samples were dried in an oven at 105 °C for 48 h. Total soil loss ( $SL_T$ ) was calculated by adding the dry weight of the solids sedimented in the reservoir to the dry weight of the solids in suspension reaching the runoff reservoir ( $SL_R$ ).

#### *Rainfall measurements and erosion index calculations*

To define the duration of each storm, a criterion similar to that used by Wischmeier (1959) was followed. Two rainfall events were defined as different when at least 6 consecutive hours in which no rainfall was recorded had passed. Rainfall data were recorded using electronic rain-gauges installed in the experimental plots. Over the period 1999-2001, cumulative precipitation in 12 min periods was recorded. In 2001, the recording system was modified and a HOBO RG2-M® data logging rain gauge installed to record rainfall at a resolution depth of 0.2 mm over variable time intervals. For each event, we calculated total duration in hours, total rain

depth in mm, the mean rain intensity as the coefficient of total rain depth over total duration ( $\text{mm h}^{-1}$ ), the maximum 30 minute intensity ( $I_{30}$ )  $\text{mm h}^{-1}$ ; and after 2001, we also calculated the maximum 5 minute intensity ( $I_5$ ) and the maximum instant intensity as the minimum time in which 1 mm of rain was recorded ( $I_0$ ).

Storm kinetic energy is an indicator that is widely used to estimate the erosivity of a rainfall event. This variable has been related to intensity by a logarithmic function (Wischmeier and Smith, 1958, 1978; Brandt, 1990). The following equation was used to calculate the kinetic energy of each event:

$$E = 210 + 89 \log_{10} I \quad (\text{J m}^{-2} \text{mm}^{-1}) \quad (\text{Eq. 3.1})$$

For each event, we obtained an indicator of erosivity based on the factor R of the USLE and revised USLE, or RUSLE models (Wischmeier, 1959). The rain characteristic of a given place has a R factor calculated from individual erosion indices ( $EI_{30}$ ) that are obtained for each rainfall event, multiplying the kinetic energy obtained in Equation 3.1 by the maximum 30 minute intensity (Wischmeier and Smith, 1978). The "real" erosivity of each rainfall event was assessed through the amount of solids displaced in the bare soil, which is the reference normally used in erosion studies.

#### *Data analysis*

Records of runoff and erosion obtained for each individual rainfall event were subjected to analysis of variance to test the effects of the type of plant cover, the year and the interaction type of cover per year on runoff and soil loss. This analysis was separately performed for the rainfall events in the plant establishment period and the plant well-developed period. To examine relations between rainfall characteristics and their erosivity, Pearson's correlation coefficients between soil loss registered for the treatment *bare soil* and the main characteristics of the rainfall events showing erosive capacity were determined. These analyses were performed using SPSS 15.0 software. The effects of the different shrubs on runoff and erosion are also expressed in relative terms as percentages of those recorded in the bare soil, which is the standard reference used in studies conducted in USLE plots.

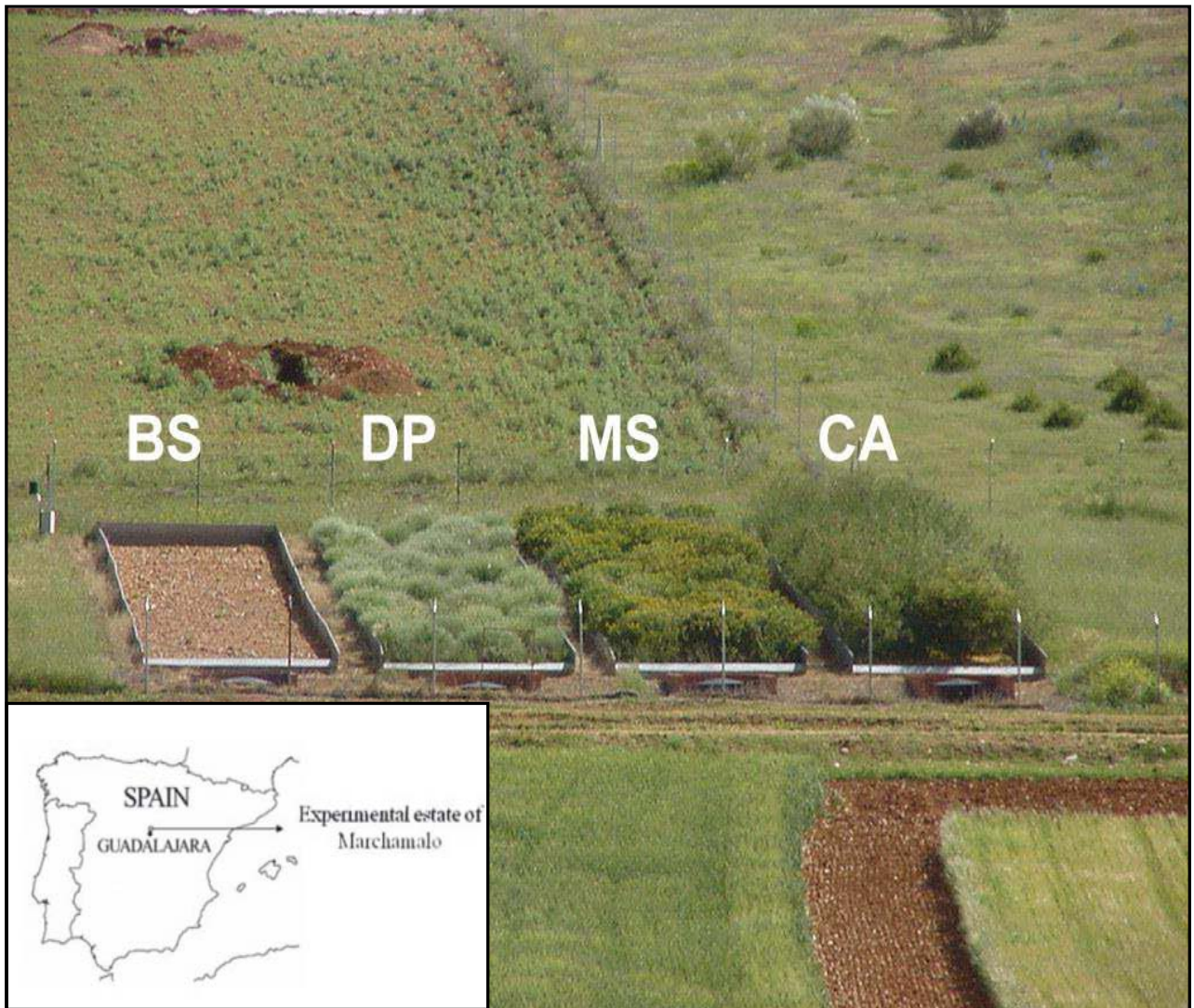


Figure 3.1. View of the experimental plots near Guadalajara (Central Spain) and images of the 20.2 m x 4 m erosion plots planted with *Colutea arborescens* (CA), *Medicago strasseri* (MS), *Dorycnium pentaphyllum* (DP) and Bare soil. (BS)

## Results and discussion

### *Plant establishment: canopy cover and soil cover*

Differences were observed in the ease and speed at which each shrub became established in the plots. No shrubs were lost in the *M. strasseri* plot, while 8% of the shrubs in *C. arborescens* and 25% of those in *D. pentaphyllum* had to be replaced. The shrub species that most rapidly became established was *C. arborescens*, which reached the greatest size in the first year and whose growth was relatively high during the second, and scarce during the third year, with individual canopy covers of 0.91 m<sup>2</sup> in the first year, 2.27 m<sup>2</sup> in the second and 2.50 m<sup>2</sup> after 3 years (Table 3.2). *M. strasseri* underwent moderate growth during the second and third years, with individual canopy covers ranging from 0.73 m<sup>2</sup> in the first year to 1.76 m<sup>2</sup> at third year. The growth rate

of *D. pentaphyllum* was slow during the first year, relatively high during the second and moderate during the third year, with individual cover values of 0.28 m<sup>2</sup> in the first year, 1.15 m<sup>2</sup> in the second year and 1.61 m<sup>2</sup> at third year (Table 3.2).

Vegetation starts to show significant effects on runoff and soil losses when at least 30 or 40% of the soil surface is covered (Thornes 1988, 1990), with optimal cover produced at values above 70% (Elwell and Stocking, 1976). In *C. arborescens* and *M. strasseri* plots canopy cover surpassed 40% at 12 months, while in the *D. pentaphyllum* plots, at least 24 months had to pass (Figure 3.2a). Canopy covers reached optimal cover values (≥70%) at 20 months in *C. arborescens*, 24 months in *M. strasseri* and at 30 months in *D. pentaphyllum*. Thus, the first 30 months were taken as the establishment period for the plots to compare soil cover values among the three shrub species.



**Table 3.2.** Changes in mean individual height (H), diameter (D) and canopy cover recorded during the first three years (establishment period). *C. arborescens* (CA), *M. strasseri* (MS) and *D. pentaphyllum* (DP). Values represent the mean ± standard error.

Months after planting	H			D			Canopy cover		
	cm			cm			m <sup>2</sup>		
	CA	MS	DP	CA	MS	DP	CA	MS	DP
06 (Win-00)	60 ± 3	41 ± 2	32 ± 2	40 ± 2	41 ± 2	44 ± 2	0.13 ± 0.01	0.15 ± 0.01	0.17 ± 0.02
12 (Sum-00)	133 ± 3	68 ± 2	53 ± 3	105 ± 2	94 ± 2	58 ± 2	0.91 ± 0.01	0.73 ± 0.01	0.28 ± 0.01
18 (Win-01)	141 ± 3	72 ± 2	56 ± 2	113 ± 4	102 ± 3	66 ± 3	1.03 ± 0.01	0.85 ± 0.05	0.36 ± 0.03
24 (Sum-01)	174 ± 3	84 ± 3	73 ± 2	169 ± 3	125 ± 3	120 ± 3	2.27 ± 0.02	1.27 ± 0.06	1.15 ± 0.06
30 (Win-02)	180 ± 4	92 ± 3	78 ± 2	178 ± 3	136 ± 3	125 ± 3	2.45 ± 0.02	1.45 ± 0.06	1.22 ± 0.05
36 (Sum-02)	185 ± 4	109 ± 3	89 ± 2	186 ± 4	150 ± 3	137 ± 3	2.50 ± 0.03	1.76 ± 0.06	1.61 ± 0.05

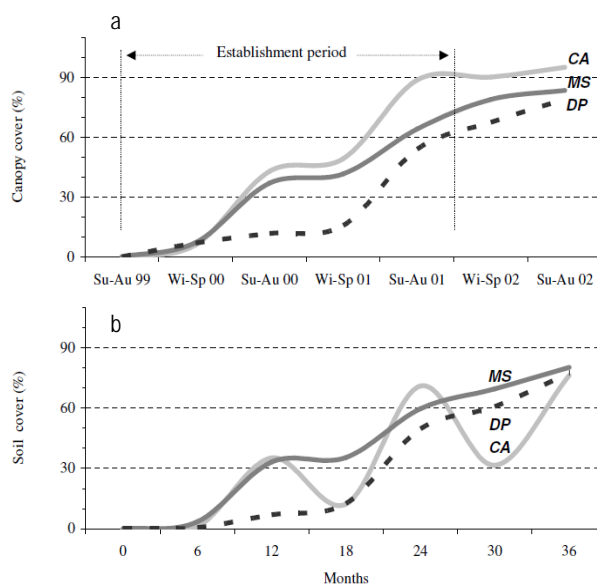
(n = 37 for CA, n = 40 for MS and n = 31 for DP)

In *M. strasseri* and *D. pentaphyllum* plots, soil and canopy cover values increased in parallel, with only slightly lower soil cover than canopy cover values recorded (Figure 3.2a and 3.2b). These species are evergreens with dense canopies, though suffered summer leaf drop in response to drought conditions, remaining the soil around the shrubs covered. Thus, practically since the start of the plant well-developed period, *M. strasseri* and *D. pentaphyllum* covers remained at above 80%, that is, above the cover threshold considered optimal. The behaviour of the cover achieved by *C. arborescens* was considerably different. This shrub has a canopy that is generally of very low density and under its canopy the soil cover provided is 45% at most (García-Estringana *et al.*, 2010). Moreover, it is a deciduous species with bare branches in winter, but nevertheless also suffered partial leaf drop in the summer. For this reason, *C. arborescens* rendered considerably lower soil cover than canopy cover values and gave rise to covers that varied substantially over the year. Thus, 30 months after planting, in winter, the difference between canopy cover and soil cover was high (90% vs. 31%), and during the start of the following summer shorter (95% vs. 76%). Cover values were unaffected by the presence of herbaceous plants since we used herbicides to prevent their growth. This is the most widespread weed control in Spain and use to contribute with high erosion rates (Cerdà *et al.*, 2009), and then the most widespread situation after land abandonment when the establishment of shrubs control the soil loss.

*Effects of rainfall characteristics on the bare soil*

Mean annual rainfall (368.4 mm) was 11% lower than the historic mean for the area described by Muñoz *et al.* (1992). Fifty seven per cent of the events registered generated a

rainfall lower or equal to 1 mm, and 54% of these events lasted for one hour or less. Almost all precipitation (96%) was provided by 43% of the rainfall episodes. In the 6.5 years of the study, 52 events with the capacity to generate an appreciable amount of runoff were recorded; 22 of which were observed during the plant establishment period (4 in 1999, 11 in 2000 and 7 in 2001) and 30 during the plant well-developed period (4 in 2002, 12 in 2003, 8 in 2004 and 6 in 2005). Twelve rainfall events led to a runoff greater or equal to 4 mm (Figure 3.3a) and the vast majority of runoff episodes (29 out of 52) caused the displacement of amounts of sediment lower than 50 kg ha<sup>-1</sup> in the *bare soil*.



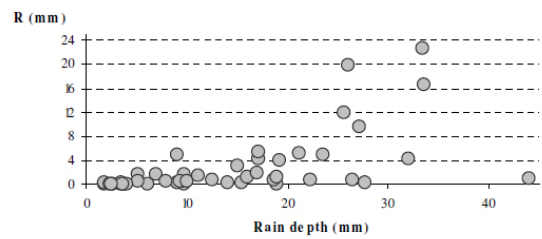
**Figure 3.2.** Changes in canopy cover (%) and soil cover (%) recorded in the first three years of the trial referred to the number of months since plantation. CA (*Colutea arborescens*), MS (*Medicago strasseri*) and DP (*Dorycnium pentaphyllum*).

Rains of over 12.5 mm, or lower total rainfall but with intensity above 12.5 mm h<sup>-1</sup> are considered to be potentially erosive for temperate and Mediterranean latitudes (Becher, 2003). It is assumed that a storm may be erosive if it lasts longer than 30 min and its intensity is more than 10 mm h<sup>-1</sup> (Roose, 1996). Only 8 of the runoff episodes produced during the trial were the outcome of rains of maximum 30 minute intensity ( $I_{30}$ ) greater than 10 mm h<sup>-1</sup> (Figure 3.3b), and only 5 events showed substantial erosive power (Figure 3.3c) These five events were designated E1, E2, E3, E4 and E5. Each one displaced more than 1 t ha<sup>-1</sup> of soil: the first two (E1 and E2) in October 2003 and the other three (E3, E4 and E5) took place within a short period between May and September 2004. Their durations varied from 1.6 and 33.5 hours, total rain depth from 9 mm (E5) to 33.6 mm (E3) and their 30 min peak intensity ( $I_{30}$ ) from 10.8 to 39.2 mm h<sup>-1</sup> (Table 3.4) and their erosivity factor varied between 23.7 and 313.2 MJ ha<sup>-1</sup> mm (Figure 3.4). Erosive rains recorded during the experiment basically revealed the general features of these phenomena in semiarid climates, where episodes of rain triggering surface wash are rare and show high temporal variability (Armstrong, 1990). In these conditions, when erosive events do occur they are often characterized by short duration and high intensity (González-Hidalgo, 2007; Nearing *et al.*, 2007).

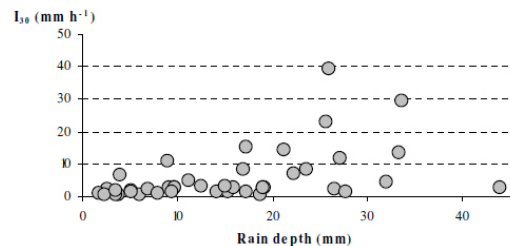
Soil losses ( $SL_T$  and  $SL_R$ ) displayed no significant correlation with the total precipitation, runoff or the kinetic energy of the rainfall events, while displayed a significant correlation with  $I_{30}$  (0.88 and 0.92 respectively) (Table 3.5). Correlations observed with the erosivity factor  $EI_{30}$  were no higher than those directly obtained with the maximum 30 minute intensity ( $I_{30}$ ). Armstrong (1990) found that runoff was the best correlated variable with soil loss. Kinnell and Risse (1998) proposed a modification to the USLE erosivity index by adding the transport capacity of each rainfall event to improve the estimation of the erosive potential of individual rainfall events. The USLE-M model uses an erosive power index of rain that is the product of the runoff generated by the  $EI_{30}$  factor of each event. The correlation calculated between  $SL_T$  and the modified erosivity factor of Kinnell and Risse (1998) was greater than that obtained for the  $EI_{30}$ , and its level of significance was also greater (Table 3.5). However, the factor that best explained the soil loss associated with the erosive events was the instant intensity, which returned correlation coefficients of 0.96 with  $SL_T$  and 0.98 with  $SL_R$ . Four of the five erosive events showed at least one period of high-intensity rainfall (Figure 3.4). The maximum instant intensity ( $I_0$ ) varied between 24.0 mm h<sup>-1</sup> for E2 and 225 mm h<sup>-1</sup> for E4 (Table 3.4).

The above mentioned findings once again highlight the importance of high velocity runoff in the erosive processes of semiarid climates (Nearing *et al.*, 2007; González Hidalgo *et al.* 2010). The maximum instant intensity showed the greatest correlation with the total amount of soil displaced and also with the amount of solids in suspension, indicating that this factor could be a good indicator of transport capacity. The number of rainstorm events was small and more information is needed to confirm the value of the maximum instant intensity ( $I_0$ ) to estimate erosive power, though other authors have noted that the erosivity index varies with the time period used for its calculation, and in the Mediterranean region,  $EI$  values increase as the time period used diminishes, at least for intervals between 5 and 60 minutes (Agnese *et al.*, 2006).

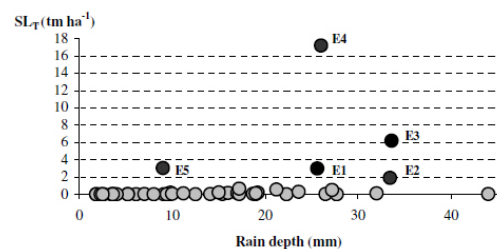
#### a Runoff in bare soil



#### b Intensity



#### c Soil loss in bare soil



**Figure 3.3.** Characteristics of the rainfall events that produced surface wash. Fig 3a: Total rain depth and runoff volume (R) recorded for the *bare soil*. Fig 3b: Total rain depth and the maximum 30 minute intensity ( $I_{30}$ ). Fig 3c: Total rain depth and soil loss ( $SL_T$ ) recorded for the *bare soil*.

**Table 3.3.** Monthly rainfall (mm) and mean annual precipitation for the 1999-2005 period

	Year							Mean
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	1999-05
January	8.6	12.6	69.1	41.6	24.4	8.6	0.0	23.6
February	11.2	1.0	33.3	6.0	31.0	77.6	19.0	25.6
March	22.6	23.1	46.0	39.6	39.4	47.0	8.8	32.4
April	18.6	87.5	13.0	33.2	35.3	34.0	10.0	33.1
May	28.2	58.3	23.0	58.0	11.4	100.4	14.6	42.0
June	37.6	19.8	0.6	23.2	6.9	5.6	7.8	14.5
July	13.6	0.0	2.4	34.8	10.5	35.4	0.0	13.8
August	1.3	0.2	1.6	15.0	10.7	24.0	0.6	7.6
September	63.7	13.9	20.6	34.8	28.2	11.8	4.8	25.4
October	86.9	43.5	54.8	13.6	142.0	96.2	98.0	76.4
November	29.2	80.7	7.2	48.3	44.8	11.8	63.4	40.8
December	20.9	101.0	10.0	35.8	30.0	12.4	23.0	33.3
Annual rainfall	342.4	441.6	281.6	383.9	414.6	464.8	250.0	368.4

**Table 3.4.** Characteristics of the erosive events and effects recorded in the *bare soil* treatment. Duration, rain depth, mean rain intensity (I), kinetic energy (E), the maximum 30 minute rain intensity ( $I_{30}$ ), the maximum 5 minute rain intensity ( $I_5$ ), the maximum instant rain intensity ( $I_0$ ), runoff coefficient, total soil loss ( $SL_T$ ) and solids in suspension ( $SL_R$ ).

Event (date)	Duration (hours)	Rain depth (mm)	I (mm h <sup>-1</sup> )	E (MJ ha <sup>-1</sup> )	$I_{30}$ (mm h <sup>-1</sup> )	$I_5$ (mm h <sup>-1</sup> )	$I_0$ (mm h <sup>-1</sup> )	<i>Bare soil</i>		
								Runoff (%)	$SL_T$ (t ha <sup>-1</sup> )	$SL_R$ (g l <sup>-1</sup> )
E1 (10/19/03)	33.5	25.6	0.8	5.9	22.8	69.6	74.2	46.5	2.9	23.0
E2 (10/25/03)	15.5	33.4	2.2	6.1	13.2	19.2	24.0	68.0	1.9	7.1
E3 (05/22/04)	21.1	33.6	1.6	7.9	29.2	74.4	105.9	49.5	6.2	31.0
E4 (07/06/04)	7.8	26.0	3.3	8.0	39.2	93.6	225.0	76.2	17.2	52.8
E5 (09/03/04)	1.6	9.0	6.1	2.2	10.8	52.8	90.0	51.5	3.0	20.0

**Table 3.5.** Pearson's correlation coefficients calculated between total soil loss ( $SL_T$ ) or solids in suspension ( $SL_R$ ) and the characteristics of the erosive events. Rain depth, runoff, kinetic energy (E), the maximum 30 minute rainfall intensity ( $I_{30}$ ), USLE erosivity index ( $EI_{30}$ ), USLE-M erosivity index ( $R \times EI_{30}$ ), the maximum instant intensity ( $I_0$ ).

		Rain depth	Runoff	E	$I_{30}$	$EI_{30}$	$R \times EI_{30}$	$I_0$
$SL_T$	Pearson coefficient (r)	0.07	0.37	0.58	0.88	0.88	0.91	0.96
	Significance (p)	n.s.	n.s.	n.s.	*	*	*	**
$SL_R$	Pearson coefficient (r)	-0.04	0.13	0.53	0.92	0.88	0.84	0.98
	Significance (p≤)	n.s.	n.s.	n.s.	*	*	*	**

p Significant level (\*\*\*)  $p < 0.001$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*  $p < 0.05$ ; n.s.: not significant).



### Effects of the vegetation on runoff and erosion during the plant establishment period

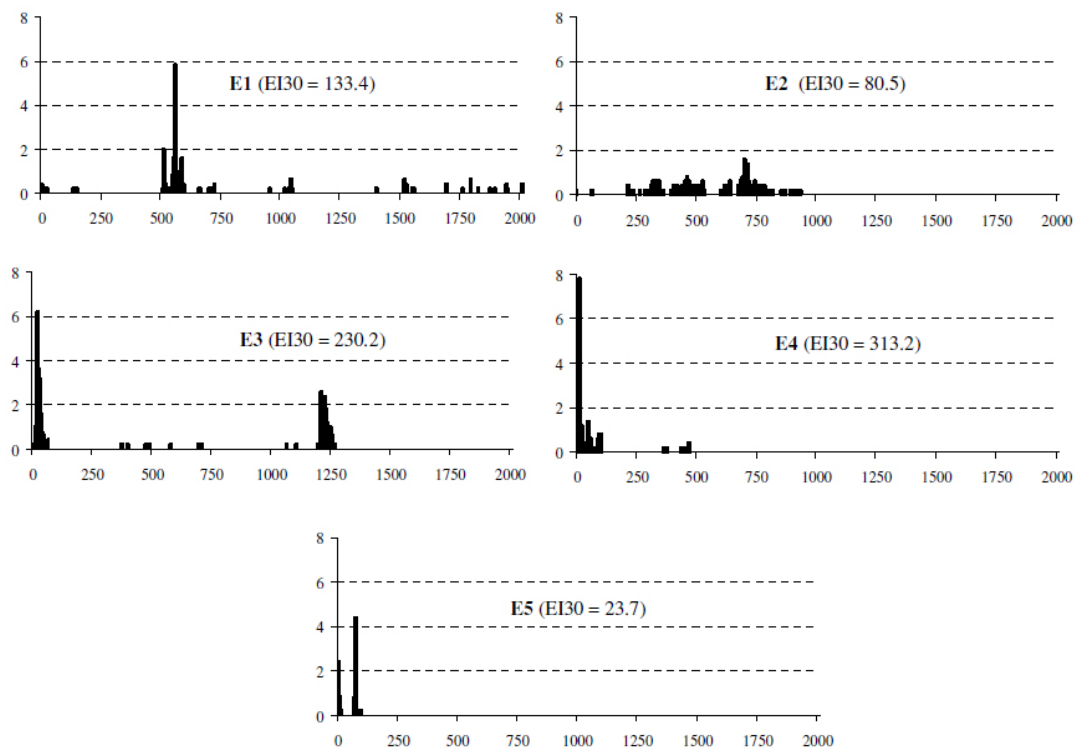
During the establishment period, no significant differences were observed attributable to the type of cover in runoff (R) or soil loss (SL<sub>T</sub>). Neither was a significant effect of year or of the interaction type of cover per year observed on R or SL<sub>T</sub>. For the entire set of treatments, the mean value of R per event was 0.70 mm and the mean SL<sub>T</sub> was 130 kg ha<sup>-1</sup>, similar to those of the *bare soil* rendered by an R of 0.95 mm and SL<sub>T</sub> of 105 kg ha<sup>-1</sup> (Table 3.6). Differences in cover between shrub plots were not marked until 24 months, when canopy cover exceeded 70% for *C. arborescens* and *M. strasseri* treatments, but rainfall during the establishment period was of low intensity and thus of poor erosive capacity, specially in 2001, in which total rainfall was only 281.6 mm, and no high-intensity rainstorm events were recorded. The 7 events that contributed with runoff in 2001 gave rise in the *bare soil* to a mean runoff of 0.67 mm and mean soil loss of 23 kg ha<sup>-1</sup>. This scarce rain erosive power explains the fact that no appreciable differences could be attributed to the plant covers during the establishment period.

Different treatments only generated significant differences in the portion of soil loss most susceptible to transport (SL<sub>T</sub>), which was significantly lower in *M. strasseri* (10%) than in *C.*

*arborescens* (36%), *D. pentaphyllum* (29%) or *bare soil* (31%). This trend continued into the experimental period. The *M. strasseri* treatment achieved the greatest amount and most uniform cover during the establishment period, which could reduce erosion due to splash, and was also the treatment that gave rise to the lowest runoff, thus diminishing transport capacity.

### Effects of vegetation on runoff and erosion during the plant mature period

Thirty months after planting, plant type determined the runoff (R), soil loss (SL<sub>T</sub>) and solids transported in suspension (SL<sub>R</sub>) (Table 3.6). For the set of treatments, mean R and SL<sub>T</sub> per event were 1.45 mm and 341 kg ha<sup>-1</sup> respectively. Mean values of R and SL<sub>T</sub> per event for *bare soil* (BS) were higher with an R of 4.29 mm and a SL<sub>T</sub> of 1250 kg ha<sup>-1</sup>. In *bare soil* treatment, total runoff was 128.8 mm, while shrubs caused a notable reduction: overall runoff was 7.1 mm in *M. strasseri*, 16.0 mm in *D. pentaphyllum* and 21.2 mm in *C. arborescens*, representing reductions of 95%, 88% and 84% (Table 3.7). Total soil loss in *bare soil* was 37.45 t ha<sup>-1</sup>, while 0.34 t ha<sup>-1</sup> were measured in *M. strasseri*, 1.21 t ha<sup>-1</sup> in *D. pentaphyllum* and 1.92 t ha<sup>-1</sup> in *C. arborescens*, representing reductions of 99%, 97% and 95% in the erosion detected in *bare soil*. Then, all the shrubs are highly efficient to control soil loss.



**Figure 3.4.** Temporal changes produced in the 5 erosive events recorded over the 6.5 years of the trial. The ordinate axis represents rainfall in mm and the abscissa shows time in minutes. Bars indicate cumulative rainfall in periods of 5 min. EI<sub>30</sub> is the USLE erosivity index expressed in MJ ha<sup>-1</sup> mm.

The factor year had a significant impact on the generation of runoff and erosion (Table 3.6). In all cases, close to 80% of the runoff was produced in 2003 and 2004, and, 85 to 97% of the soil loss (Table 3.7). The effects of the interaction type of cover per year were also highly significant (Table 3.6). The maximum runoff values in *bare soil* were observed in 2004 (80.2 mm), accounting for 62% of the total runoff, followed by 2003 (28.9 mm), which provided 22%. However, in the *D. pentaphyllum* and *C. arborescens* treatments, the maximum runoff values were observed in 2003, accounting for 46% and 50% respectively of the total runoff recorded, while in 2004, the runoff values supplied were 34% and 32% of the totals. Thus in 2003, runoff values for *M. strasseri*, *D. pentaphyllum* and *C. arborescens* were respectively 7%, 26% and 37% the runoff recorded in the *bare soil*, while in 2004, runoff values for *M. strasseri*, *D. pentaphyllum* and *C. arborescens* were 5%, 6% and 8% (Figure 3.5).

These variations were due to the annual rainfall characteristics that differentially affected runoff and erosion not only according to the presence or not of a plant cover, but also depending on the cover type. These interactions were complex: on one hand, for each rainfall event, the likelihood that runoff and erosion will occur is related to the intensity of rainfall and also to the prior soil water content (Bochet *et al.*, 2006). Runoff occurs because the intensity of rainfall exceeds the infiltration capacity or because rain occurs when the soil is saturated with water. In regions of very seasonal rains, as in the Mediterranean, runoff due to compromised infiltration capacity is most common, and runoff generated by high-intensity rainstorm events usually occurs at times when the soil is not already saturated. Notwithstanding, runoff due to soil water saturation does occur, though only during brief wet periods throughout the year (Latron and Gallart, 2007).

**Table 3.6.** Analysis of variance of the runoff and soil loss values recorded during the plant establishment and experimental periods. Mean values per event of runoff (R), total soil loss (SL<sub>T</sub>) and solids in suspension (SL<sub>R</sub>) recorded for each cover type and year and significance levels of the effects of cover type, year and the interaction cover type x year.

Factors	Establishment period					Experimental period				
	1999-2001					2002-2005				
	n1	n2	R (mm)	SL <sub>T</sub> (kg ha <sup>-1</sup> )	SL <sub>R</sub> (%)	n1	n2	R (mm)	SL <sub>T</sub> (kg ha <sup>-1</sup> )	SL <sub>R</sub> (%)
<i>Type of cover</i>										
<i>C. arborescens</i>		22	1.04	290	36		29	0.71	64	23
<i>D. pentaphyllum</i>		22	0.54	94	29		30	0.53	40	20
<i>M. strasseri</i>		22	0.26	28	10		30	0.24	12	12
<i>Bare soil</i>		22	0.95	105	31		30	4.29	1250	36
<i>Year</i>										
1999	4	16	0.40	40	17					
2000	11	44	0.82	231	25					
2001	7	28	0.67	23	37					
2002						4	16	0.57	10	1
2003						12	48	1.39	128	44
2004						8	32	3.02	1048	42
2005						6	24	0.81	43	5
<i>Mean</i>		88	0.70	130	27		119	1.45	341	23
<i>Level of significance</i>										
Type of cover			0.095	0.766	0.023			0.000	0.021	0.011
Year			0.279	0.284	0.072			0.014	0.019	0.000
Type of cover * year			0.392	0.878	0.101			0.002	0.004	0.368

n1 = number of events generating runoff, n2 = number of observations.

**Table 3.7.** Runoff (R) and total soil losses (SL<sub>T</sub>) recorded for each treatment (BS, *Bare soil*; MS, *M. strasseri*; DP, *D. pentaphyllum*; CA, *C. arborescens*) during the entire experimental period (overall), and each of the four years, and proportions (%) of runoff attributable to the period 2003-2004 and to the full set of five erosive events.

Experimental period	R (mm)				SL <sub>T</sub> (t ha <sup>-1</sup> )			
	BS	MS	DP	CA	BS	MS	DP	CA
Overall	128.8	7.1	16.0	21.2	37.45	0.34	1.21	1.92
2002	5.5	0.7	1.2	1.7	0.07	0.02	0.03	0.04
2003	28.9	2.1	7.7	10.7	4.96	0.12	0.10	0.94
2004	80.2	3.6	5.5	6.7	31.46	0.17	1.05	0.86
2005	14.3	1.2	2.0	2.1	0.96	0.03	0.03	0.07
2003-2004 (%)	85	80	83	82	97	85	95	94
Erosive events (%)	59	38	28	32	83	85	62	83

On the other hand, the amount of rain needed to trigger runoff also depends on the properties of each shrub species. The different water storage capacity of each shrub and differences among them in water interception, will delay ponding, and thus surface flow in a different way for each treatment. However, once water surface flow starts, even when the plant interception capacity is reached the runoff generated by each cover differs because each shrub acts differently on infiltration. Rainfall simulations experiments demonstrated that runoff was induced by a rainfall of 2.55 mm in *C. arborescens*, 3.92 mm in *D. pentaphyllum* and 5.56 mm in *M. strasseri*, and was attributed both to their direct (interception) and indirect (infiltration) effects. Further, each shrub gave rise to a different hydrograph and different stabilized runoff values (Garcia-Estringana *et al.*, 2010). The impact of different plant species on soil properties and soil infiltration capacity was demonstrated among others by Cerdà (1997, 1998).

Runoff values for 2004 were mainly the result of high-intensity events and shrubs led to runoff coefficients falling drastically (5%, 6% and 8% for *M. strasseri*, *D. pentaphyllum* and *C. arborescens*). However, in 2003 runoff episodes were mainly provoked by less intense rains than in 2004. A rainy period took place in October 2003, with a high erosive response (event E2 in Table 3.4). During E2, a total rain depth of 33.4 mm was registered with an  $I_{30}$  of 13.2 mm h<sup>-1</sup> and an  $I_0$  of 24 mm h<sup>-1</sup>, producing in *bare soil* 68 % of the runoff registered in 2003 and the loss of 2 t ha<sup>-1</sup>. In these conditions soil moisture may have approached saturation, in which the indirect effects of the shrubs had less impact since any variations in soil infiltration capacity will have a reduced effect in soil conditions close to saturation (Cosandey *et al.*, 2005). Accordingly, in 2003, the effects of *C. arborescens* and *D. pentaphyllum* were moderate with runoff coefficients of 37% and 26% respectively, while the effect of *M. strasseri*

was already drastic, with a runoff coefficient of 7%. This species was the one that generated least runoff episodes throughout the trial and also gave rise to least differences between years. The results obtained for the *M. strasseri* treatment reflect the great capacity this shrub has to enhance soil infiltration (Garcia-Estringana *et al.*, 2010). This explains the low runoff coefficients obtained both in 2004 and 2003, since beneath the *M. strasseri* canopy the soil could have remained far from saturated.

In 2003, the soil loss in the *M. strasseri* and *D. pentaphyllum* plots were 2 % the values recorded for the *bare soil*, while in *C. arborescens* the soil loss were 19%. The greater amount of soil lost in *C. arborescens* was related to a higher amount of runoff observed for this treatment (Table 3.7) but also with seasonal variations in the level of cover. In 2003, runoff and soil loss mainly occurred in October, with a low soil cover produced in *C. arborescens* (Figure 3.2). In 2004, erosive events occurred in spring and summer and these differences among the shrubs were not detected. For all the treatments, the relative soil loss ranged from 0.5% to 3% (Figure 3.5b).

When the results obtained in the USLE plots were compared with those reported for small-scale plots by Garcia Estringana *et al.* (2010), absolute soil loss values (g m<sup>-2</sup>) were much lower in this latter one, using simulated rainfall of high intensity.

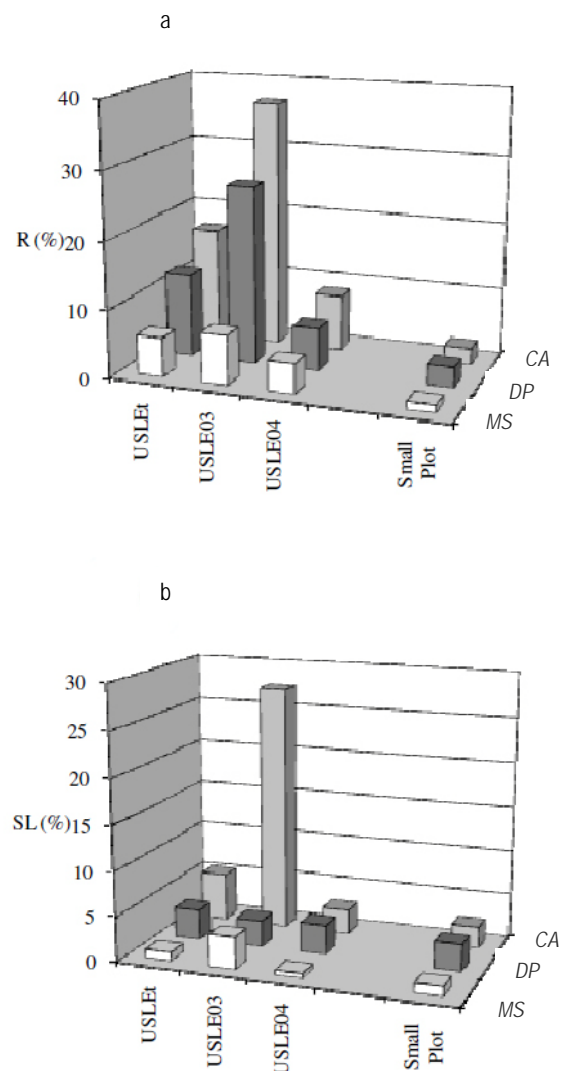
Even when the comparison was undertaken using the values obtained in the 20.2 x 4 m plots in 2004, with natural rainfall that was also high intensity, the small plot values were very different: between 10 and 20 times lower. Extrapolating the data recorded in small-scale plots to a larger scale usually underestimates erosion and overestimates runoff. In small-plot trials conducted under a constant rainfall of 113 mm h<sup>-1</sup>,

stabilized runoff values of 6.2, 7.4, and 16.9 mm h<sup>-1</sup> were obtained for *M. strasseri*, *D. pentaphyllum* and *C. arborescens* respectively. These values contrast with the total runoff figures obtained during the 4 years of our experimental period in the 20.2 x 4 m plots (Table 3.7), which were 7.1, 16.0 and 21.2 mm for the same shrub species. Obviously, it is difficult to establish conditions that will enable reliable comparisons, not only because of the non-linear nature of these phenomena but also because of an inability to experimentally reproduce natural conditions which are extremely variable. When comparisons among the shrub covers were conducted in relative terms, by referring values to those obtained for the bare soil, it was observed that in terms of runoff, small-plot trials also underestimate the effects of vegetation with respect to observations in 20.2 x 4 m plots (Figure 3.5a). Thus, the small-plot figures were less underestimated when the results were compared to those recorded in the 20.2 x 4 m plots for the year 2004, in which runoff was the result of high-intensity rainfall, than the year 2003, in which no high-intensity events were recorded. A similar pattern was observed at the erosion level. Hence, when soil losses were expressed in relative terms, similar results were obtained in the 1 m-diameter plots and the USLE plots in 2004 but not in 2003 (Figure 3.5b). The works of Poesen *et al.* (1994) indicate that different size experimental plots lead to different estimates of the efficiency of plant covers at mitigating runoff and erosion. However, in terms relative to observations on bare soil, the effects of shrub covers estimated in 1 m-diameter plots and USLE plots were fairly similar especially for soil losses and for comparisons restricted to similar rainfall conditions.

**Conclusions**

The shrub species take more than 20 months for providing a 70% of canopy cover: twenty months after planting for *C. arborescens*, twenty-four months after planting for *M. strasseri* and thirty months after planting for *D. pentaphyllum*. During this establishment period, rainfall events presented a scarce erosive power, and the shrub species did not reduce the runoff nor the soil loss, although *M. strasseri* reduced suspended sediments, but not runoff losses. Thirty months after plantation, the shrubs were mature, being able to reduce runoff generation drastically (by 84-95%) and the soil loss (by 95-99%). The rainfall characteristics had influence on the effectiveness of the plant species: the vegetation effects were greater during rainfall events of high-intensity than during large events that happened in high soil moisture

conditions. The species that best controls the runoff generation and the soil loss is *M. strasseri*: its influence is more independent from rainfall characteristics, and also from the nature of the runoff and from the seasonality, largely due to the impact of its indirect effects and its high capacity to enhance soil infiltration. *C. arborescens* was the worst species in controlling runoff generation and soil loss, due partly to its lower capacity to increase soil water infiltration, and also to its deciduous nature and its low density, being a species more influenced by seasonality. Similar soil loss values were observed in plots of 20.2 m x 4 m under rainfall events of high intensity, and in small plots, in which rainfall simulation of high intensity was applied, but runoff generation was lower for small plots.



**Figure 3.5.** Relative runoff (R) and erosion (SL<sub>T</sub>) in the USLE plots for each species (during the whole experimental period 2002-2005, in the year 2003 and in the year 2004) and relative values in small-plot simulated rainfall experiments by Garcia-Estringana *et al.* (2010) taking as reference the values recorded in the *Bare soil*. CA (*C. arborescens*), DP (*D. pentaphyllum*), MS (*M. strasseri*).

## Acknowledgements

The authors would like to thank the Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid for their financial support through projects 07M/0077/1998 and 07M/0023/2000, and for supporting Dr Nieves Alonso Blázquez through a postdoctoral grant. Pablo García Estríngana was supported by a predoctoral grant from INIA, who also contributed through funds of the project RTA01-078-C2-2. We also want to thank Alfredo Cuevas, Ramón Moreno and Araceli Hernández for their help and enthusiasm.

## References

- Agnese, C., Bagarello, V., Corrao, C., D'Agostino, L., D'Asaro, F. 2006. Influence of the rainfall measurement interval on the erosivity determinations in the Mediterranean area. *Journal of Hydrology* 329, 39–48.
- Alegre, J., Sancha, J.L., Guía, E., Agudo, M.A. 1994. Caracterización nutritiva de arbustos forrajeros: I. Composición química de leguminosas arbustivas y su evolución estacional. In: Gallego, L., Pérez, J.I. (Eds.), *Producción Ovina y Caprina. Colección Estudios* 21, Universidad de Castilla la Mancha, pp. 301-306.
- Alegre, J., Alonso-Blázquez, N., de Andrés, F., Tenorio, J.L., Ayerbe, L. 2004. Revegetation and reclamation of soils using wild leguminous shrubs in cold semiarid Mediterranean conditions: Litterfall and carbon and nitrogen returns under two aridity regimes. *Plant and Soil* 263, 203-212.
- Andreu, V., Rubio, J.L., Cerni, R. 1994. Use of a shrub (*Medicago arborea*) to control water erosion on steep slopes. *Soil Use and Management* 10, 95-99.
- Armstrong, J.L. 1990. Runoff and soil loss from bare fallow plots at Inverell, New-South-Wales. *Australian Journal of Soil Research* 28, 659-675.
- Bagarello, V., Ferro, V. 2004. Plot-scale measurement of soil erosion at the experimental area of Sparacia (southern Italy). *Hydrological Processes* 18, 141-157.
- Becher, H.H. 2003. Estimating soil loss due to erosion by water or wind. *Field Assessment of Soil Quality (Resources Management)*, Chair of Soil Science, WZW. <http://www.wzw.tum.de/bk/pdfs/uebungen/erosion.pdf> Accessed 15/05/2009.
- Bochet, E., Poesen, J., Rubio, J.L. 2006. Runoff and soil loss under individual plants of a semi-arid Mediterranean shrubland: influence of plant morphology and rainfall intensity. *Earth Surface Processes and Landforms* 31, 536-549.
- Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., Arnau-Rosalén, E., Calvo-Cases, A., Castillo, V., Albaladejo, J. 2006. Measuring soil erosion by field plots: Understanding the sources of variation. *Earth-Science Reviews* 78, 267-285.
- Brandt, C.J. 1990. Simulation of size distribution and erosivity raindrops and throughfall drops. *Earth Surface Processes and Landforms* 15, 687-698.
- Caravaca, F., Barea, J.M., Roldán, A. 2002. Synergistic influence of an arbuscular mycorrhizal fungus and organic amendment on *Pistacia lentiscus* L. seedlings afforested in a degraded semiarid soil. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1139–1145.
- Cerdà, A. 1997. The effect of patchy distribution of *Stipa tenacissima* L. on runoff and erosion. *Journal of Arid Environments* 36, 37-51.
- Cerdà, A. 1998. Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena* 32, 73-86.
- Cerdà, A., Imeson, A.C. y Poesen, J. 2007. Soil Water Erosion in Rural Areas. *Catena special issue* 71,191- 252.
- Cerdà, A., Flanagan, D.C., le Bissonnais, Y., Boardman, J. 2009. Soil Erosion and Agriculture. *Soil and Tillage Research* 106, 107-108.
- Cerdà, A., Hooke, J., Romero-Díaz, A., Montanarella, L., Lavee, H. 2010. Soil erosion on Mediterranean Type-Ecosystems Land Degradation and Development 21, 71-74.
- Cosandey, C., Andréassian, V., Martin, C., Didon-Lescot, J.F., Lavabre, J., Folton, N., Mathys, N., Richard, D. 2005. The hydrological impact of the Mediterranean forest: a review of French research. *Journal of Hydrology* 301, 235-249.
- De Andrés, E.F., Martínez Avellano, P., Sanchez, F.J., Tenorio, J.L., Ayerbe, L. 1999. Relaciones hídricas en arbustos del género *Colutea*. In: *Proceedings of the VI Congreso Hispano-Luso de la Sociedad Española de Fisiología Vegetal*. Sevilla, Spain, 329 pp.

- Elwell, H.A., Stocking, M.A. 1976. Vegetal cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. *Geoderma* 15, 61–70.
- Francis, D.F., Thornes, J.B. 1990. Matorral: Erosion and reclamation. In: Albaladejo, J., Stocking, M.A., Díaz, E. (Eds.), *Soil degradation and rehabilitation in Mediterranean environmental conditions*. CSIC, Murcia, Spain, pp. 87–115.
- García-Estringana, P., Alonso-Blázquez, N., Marques, M.J., Bienes, R., Alegre, J. 2010. Direct and indirect effects of Mediterranean vegetation on runoff and soil loss. *European Journal of Soil Science* 61, 174–185.
- García Ruiz, J.M., López Bermúdez, F. 2009. La erosión del suelo en España. *Sociedad Española de Geomorfología*, Logroño, 543 pp.
- García-Ruiz, J.M. 2010. The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. *Catena* 81, 1-11
- González-Andrés, F., Alegre, J., Ceresuela, J.L. 2005. The rhizobia nodulating shrubs for revegetation of arid lands: Isolation of native strains and specificity of the plant-rhizobia interaction by cross inoculation tests. *Arid Land Research and Management* 19, 307- 326.
- González-Hidalgo, J.C., Peña-Monné, J.L., de Luis, M. 2007. A review of daily soil erosion in Western Mediterranean areas. *Catena* 71, 193–199.
- González-Hidalgo, J.C., Batalla, R.J., Cerdà, A., de Luis, M. 2010. Contribution of the largest events to suspended sediment transport across the USA. *Land Degradation and Development* 21, 83-91.
- Greuter, W., Matthäs, U., Risse, H. 1982. Notes on Cardaegean plants. 3. *Medicago strasseri*, a new leguminous shrub from Kriti. *Willdenowia* 12, 201–206.
- Kinnell, P.I.A., Risse, L.M. 1998. USLE-M: Empirical modeling rainfall erosion through runoff and sediment concentration. *Soil Science Society of America Journal* 62, 1667-1672.
- Latron, J, Gallart, F. 2007. Seasonal dynamics of runoff-contributing areas in a small mediterranean research catchment (Vallcebre, Eastern Pyrenees). *Journal of Hydrology* 335, 194-206.
- Muñoz, J., Archilla, R., Rey, J.M. 1992. El clima en la provincia de Guadalajara. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 12, 11-60.
- Nearing, M.A., Nichols, M.H., Stone, J.J., Renard, K.G., Simanton, J.R. 2007. Sediment yields from unit-source semi-arid watersheds at Walnut Gulch. *Water Resources Research* 43, W06426.
- Paige, G.B., Stone, J.J., Guertin, D.P., Lane, L.J. 2002. A strip model approach to parameterize a coupled Green-Ampt kinematic wave model. *Journal of American Water Resources Association* 38, 1363-1378.
- Paige, G.B., Stone, J.J. 2003. Infiltration and runoff: Point and plot scale. In: Renard, K.G., McElroy, S.A., Gburek, W.J., Canfield, H.E., Scott, R.L. (Eds.), *Proceeding of the First Interagency Conference on Research in the Watersheds*. US Department of Agriculture, Agricultural Research Service: Benson, AZ, pp. 186-191.
- Poesen, J.W., Torri, D., Bunte, K. 1994. Effects of rock fragments on soil erosion by water at different spatial scales: a review. *Catena* 23, 141-166.
- Romero Díaz, A. 2003. Influencia de la litología en las consecuencias del abandono de tierras de cultivo en medios mediterráneos semiáridos. *Papeles de Geografía* 38, 151-165.
- Romero Díaz, A., Belmonte Serrato, F., Ruiz-Sinoga, J.D. 2010. The geomorphic impact of afforestations on soil erosion in Southeast Spain. *Land Degradation and Development* 21, 188-195.
- Roose, E. 1996. Land husbandry: components and strategy. *FAO, Soil Bulletin* 70, Rome. <http://www.fao.org/docrep/T1765E00.HTM>. Accessed 01/05/2011.
- Ruiz Sinoga, J.D., Romero Díaz, A., Ferre Bueno, E., Martínez Murillo, J.F. 2010. The role of soil surface conditions in regulating runoff and erosion processes on a metamorphic hillslope (Southern Spain). *Soil surface conditions, runoff and erosion in Southern Spain*. *Catena* 80, 131-139.
- Smets, T., Poesen, J., Bochet, E. 2008. Impact of plot length on the effectiveness of different soil-surface covers in reducing runoff and soil loss by water. *Progress in Physical Geography* 32, 654-677.
- Thornes, J.B. 1988. Erosional equilibria under grazing. In: Bintliff, J., Davidson, D., Grant, E. (Eds.), *Conceptual Issues in Environmental Archaeology*. Edinburgh University Press, Edinburgh, UK, pp. 193–210.

Thornes, J.B. 1990. Vegetation and erosion: Processes and environments, John Wiley and Sons: Chichester, UK, 518 pp.

Trimble, S.W., Crosson, P. 2000. Land use. US soil erosion rates. Myth and Reality. Science 289, 248-250.

USDA 1999. Soil Taxonomy, 2nd Edition. Agriculture Handbook 436, United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service, Washington DC, 869 pp.

Wills, B.J., Sheppard, J.S. 1986. Shrub species suitable for revegetation and forage production in dryland regions of New Zealand. New Zealand Agricultural Science 20, 138–140.

Wills, B.J., Begg, J.S.C., Foote, A.G. 1989. *Dorycnium* species. Two new legumes with potential for dryland pasture rejuvenation and resource conservation in New Zealand. Proceedings of the New Zealand Grassland Association 50, 169–174.

Wischmeier, W.H., Smith, D.W. 1958. Rainfall energy and its relationship to soil loss. Transactions American Geophysical Union 39, 285-291.

Wischmeier, W.H. 1959. A rainfall erosion index for a universal soil loss equation. Soil Science Society of America Journal 23, 246–249.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1965. Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: guide for selection of practices for soil and water conservation. USDA Agriculture Handbook, Volume 282, USDA-ARS, Washington, DC, 47 pp.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. USDA Agriculture Handbook 537, Washington DC, 58 pp.

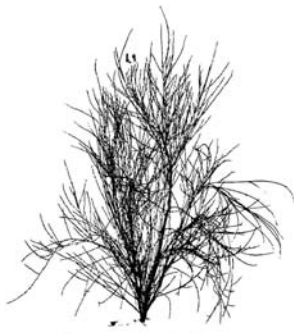
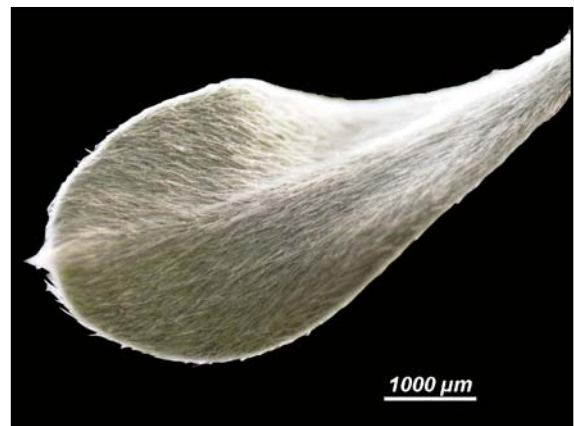




# Capítulo 4

## Capacidad de almacenamiento, escorrentía cortical y canalización de la lluvia en arbustos mediterráneos

---





## Capítulo 4

### Capacidad de almacenamiento, escorrentía cortical y canalización de la lluvia en arbustos mediterráneos

Este capítulo reproduce el texto del siguiente artículo científico publicado:

García-Estringana, P., Alonso-Blázquez, N., Alegre, J. 2010. Water storage capacity, stemflow and water funneling in Mediterranean shrubs. *Journal of Hydrology* 389, 363–372.

#### Resumen

Para predecir las pérdidas por evaporación del agua interceptada y otras características hidrológicas y ecológicas de cualquier tipo de vegetación, es necesario determinar con precisión su capacidad de almacenamiento y su escorrentía cortical. Pese a que los arbustos ocupan grandes zonas de la región Mediterránea, la información disponible sobre sus flujos de interceptación es escasa. En el presente estudio, se llevaron a cabo ensayos de precipitación simulada en condiciones controladas de humedad y temperatura, con el objetivo de determinar la capacidad de almacenamiento, la escorrentía cortical y el ratio de concentración de lluvia en la base del tallo, en 9 especies de arbustos mediterráneos de características anatómicas y morfológicas diferentes, evaluando la influencia de sus características biométricas. Posteriormente las plantas fueron sumergidas en agua con la finalidad de determinar su capacidad de almacenamiento mediante otra técnica y así poder comparar con la simulación. La capacidad de almacenamiento media para el conjunto de los arbustos fue de 1,02 mm (0,35 mm – 3,24 mm), la escorrentía cortical media fue del 16% (3.8% - 26.4%) y el ratio de concentración de lluvia medio fue de 104 (30-260). La capacidad de almacenamiento media por unidad de biomasa fue de 0.66 ml g<sup>-1</sup> y varió entre 0.23 ml g<sup>-1</sup> de *Cistus ladanifer* y 2.26 ml g<sup>-1</sup> de *Lavandula latifolia*. A pesar de su pequeño tamaño, las pérdidas por interceptación en los arbustos pueden ser muy elevadas cuando forman comunidades densas, lo que puede tener un impacto hidrológico significativo en regiones donde el agua es un recurso escaso. Cuando se consideraron todos los arbustos en términos absolutos (ml por planta), la capacidad de almacenamiento y la escorrentía cortical correlacionaron con la biomasa y con las características dendrométricas de los arbustos, pero cuando se consideraron en términos relativos (expresados por unidad de superficie o como porcentaje), características anatómicas como la pubescencia, la rigidez de las ramas o el ángulo de inserción de las hojas fueron los factores más determinantes. El método de inmersión subestimó la capacidad de almacenamiento de una forma diferente para cada especie. Algunos arbustos presentaron altos valores de escorrentía cortical, típicos de vegetación capaz de aprovechar este flujo como mecanismo de adaptación a la aridez. Sin embargo otros arbustos, pese a tener estructuras que favorecen la escorrentía cortical, han desarrollado mecanismos diferentes de adaptación a la sequía, y los valores de escorrentía cortical no son tan altos como los esperados en base a la arquitectura del dosel. Por último se analiza el significado de la escorrentía cortical y el ratio de concentración de lluvia en la base del tallo.

*Palabras clave:* capacidad de almacenamiento, escorrentía cortical, arbustos Mediterráneos, ratio de concentración de lluvia.



## Water storage capacity, stemflow and water funneling in Mediterranean shrubs

García-Estringana, P.<sup>1</sup>, Alonso-Blázquez, N.<sup>1</sup>, Alegre, J.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Department of Agroenvironmental Research, Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA) Autovía A-2, Km. 38.2, 28800 Alcalá de Henares, Madrid, Spain

### Abstract

To predict water losses and other hydrological and ecological features of a given vegetation, its water storage capacity and stemflow need to be accurately determined. Vast areas of the Mediterranean region are occupied by shrublands yet there is scarce data available on their rainwater interception capacity. In this study, simulated rainfall tests were conducted in controlled conditions on nine Mediterranean shrubs of varying anatomic and morphological features to determine water storage capacity, stemflow and the funneling ratio. After assessing correlations between these hydrological variables and the biometric characteristics of the shrubs, we compared two methods of determining storage capacity: rainfall simulation and immersion. Mean water storage capacity was 1.02 mm (0.35–3.24 mm), stemflow was 16% (3.8–26.4%) and the funneling ratio was 104 (30–260). Per unit biomass, mean storage capacity was 0.66 ml g<sup>-1</sup> and ranged from 0.23 ml g<sup>-1</sup> for *Cistus ladanifer* to 2.26 ml g<sup>-1</sup> for *Lavandula latifolia*. Despite their small size, shrubs may generate high water losses to the atmosphere when they form dense communities and this can have a significant impact in regions where water is scarce. When considered the whole shrubs in absolute terms (ml per plant), water storage capacity and stemflow were correlated to biomass and the dendrometric characteristics of the shrubs, yet in relative terms (expressed per surface area unit or as %), anatomic features such as pubescence, branch rigidity or leaf insertion angle emerged as determining factors. The use of a simple procedure to assess storage capacity was inefficient. The immersion method underestimated storage capacity to a different extent for each species. Some shrubs returned high stemflow values typical of their adaptation to the semiarid climate. In contrast, other shrubs seem to have structures that promote stemflow yet have developed other drought-adaptation mechanisms. In this report, we discuss the ecological and hydrological significance of stemflow and the funneling ratio.

**Keywords:** water storage capacity, stemflow, Mediterranean shrubs, funnel ratio.

## Introduction

Rain falling on vegetation is retained by the plant cover for a period of time. Some of this water evaporates (as interception losses) and some reaches the soil as it drips off the plant canopy (throughfall) or flows down the stems until it reaches the base of the plants (stemflow). Thus, throughfall and stemflow modify the spatial distribution of precipitation events and, along with interception losses, can have significant ecological and hydrological impacts in areas where water is scarce. In ecological terms, stemflow concentrates rainfall and nutrients in the zone close to the stems of plants, where water can easily infiltrate and this increases available water in times of water stress promoting the growth and survival of these plants (Mauchamp and Janeau, 1993). In fact, stemflow is thought to be an adaptive mechanism that plants have developed to survive to periods of drought (Martinez-Meza and Whitford, 1996; Carlyle-Moses, 2004).

In hydrological terms, changes in the plant cover are essential. Thus, surface flow reductions occur when pasture or agricultural crops are replaced with woody plants (Trimble and Weirich, 1978; Owens *et al.*, 2006) and, vice versa, increased stream and river discharges have been reported when trees are replaced with grazing species (Bosch and Hewlett, 1982; Sahin and Hall, 1996; Williamson *et al.*, 2005). One of the reasons for this variation is that woody plants store rain over a larger surface area and therefore generate greater interception losses. In forests, these losses can exceed 25% of the gross yearly rainfall with mean values of 26% estimated for conifer woods and 13% for deciduous canopies (Dingman, 2002; Carlyle-Moses, 2004).

In large measure, interception losses will depend on the rainfall characteristics and the meteorological variables controlling evaporation both during and after the precipitation event, but they also depend upon the characteristics of each type of vegetation (Crockford and Richardson, 2000; Muzylo *et al.*, 2009). Interception, throughfall and stemflow are all related to a plant's morphology, structure and biomass. The factors height, canopy size and density, base diameter, leaf biomass and branch insertion angle, among others, have been reported to determine interception fluxes (e.g. Aston, 1979; Crockford and Richardson, 2000), although there are not always clear relationships.

The surface water storage capacity of each type of plant cover is an essential contributor to interception processes.

This variable is especially related to the leaf surface area and similar variables such as the leaf area index (LAI), although it is not always possible to relate interception losses to leaf area (Park and Cameron, 2008).

In conifer woods, a close relationship has been detected between evaporation/waterflow and the amount of stored water (Klaassen *et al.*, 1998). To determine to which extent this relationship may be extrapolated to other types of plant cover, direct observations of water storage capacity and interception processes are required (Klaassen *et al.*, 1998). Determining storage capacity is essential for predicting interception such that all the available models incorporate this variable along with data related to plant structure (Kume *et al.*, 2008; Muzylo *et al.*, 2009).

In a recent review of rain interception by Mediterranean vegetation, it emerged that the data available in the literature mainly focuses on tree species. Thus, only 11% of published reports deal with shrub vegetation (Llorens and Domingo, 2007), despite the fact that vast areas of the Mediterranean Basin are covered with shrublands since these represent some of the succession stages of degraded and abandoned crop areas. The scarce amount of literature on the topic is attributable to the fact that evaporation of the rainfall stored in the canopies of woods or forests always amounts to a net water loss whereas this is not always true when the plant cover is lower in height (David *et al.*, 2005). Another reason for the lack of attention paid to shrubs is the technical difficulty encountered when trying to measure interception fluxes (Dunkerley, 2000). In effect, interception losses in dense shrublands approach those recorded for forest communities in temperate or tropical climates (Návar *et al.*, 1999) and though there are evident structural differences between scrubs and forests, existing assessment models are similarly applicable (Domingo *et al.*, 1998).

The present study was designed to: (i) determine water storage capacity and stemflow in nine Mediterranean shrubs of varying morphological and structural characteristics; (ii) determine possible correlations between water storage capacity and stemflow and the biometric characters of the shrubs; and (iii) compare the use of two methods of measuring water storage capacity (immersion vs. simulated rainfall).

## Materials and Methods

### *Shrub species*

Nine shrub species were tested: *Dorycnium pentaphyllum*, *Medicago strasseri*, *Colutea arborescens*, *Retama*

*sphaerocarpa*, *Cistus ladanifer*, *Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis*, *Lavandula latifolia* and *Cytisus zeelandia* (Figure 4.4). Plants were grown in 4- and 5-l pots and tests were performed when the shrubs were 3- and 5-years old. We selected specimens with a single stem at their base to simplify stemflow measurements using a device attached to this stem. In order to place the stemflow collector properly new shoots at the basal stem (0–10 cm) were removed as they appeared.

*D. pentaphyllum* varies in its morphology and size and has small perennial leaves and thin stems. The ecotype chosen was a creeper that was highly branched from the base providing dense aerial cover. Each specimen occupies the shape of a semi-sphere. *M. strasseri* is a shrub similar to tree medic (*Medicago arborea*). It has been considered a potentially useful fodder shrub for low rainfall areas (Rosato *et al.*, 2008). The species is evergreen, upright growing, highly branched from its base, and its canopy is dense although this density is much reduced by summer leaf loss. The bulk of the plant is shaped like a cone or semi-sphere. *C. arborescens* is a deciduous cone-shaped shrub that stands erect and is scarcely branched, with relatively thick stems creating sparse cover. *R. sphaerocarpa* has photosynthetic stems and scant small ephemeral leaves. It grows erect in the shape of a cone, is highly branched from the base and its canopy is sparse. *C. ladanifer* is an upright evergreen that is highly branched to give an intermediate to high density of cover. The shape of each specimen is a cone or semisphere. *C. albidus* is a wide-leaved, evergreen shrub of rounded stance with erect stems, which are highly branched providing a high density of aerial cover, of variable morphology, it is cone or semi-spherical in shape. *R. officinalis* is an evergreen, uprightstanding cone-shaped shrub with a high leaf density and narrow leaves. *L. latifolia* is an evergreen, creeping, scarcely woody shrub whose highly branched stems confer it a high density of cover. Each specimen is shaped like a semi-sphere. *Cytisus zeelandia* is a hybrid used in gardening (*Cytisus praecox* x *Cytisus dallimorei*) of similar morphology to other Mediterranean *Cytisus*. It has highly branched and erect photosynthetic stems and practically lacks leaves such that its aerial cover is moderately dense. Of variable morphology, it takes the shape of a cone or cut-off cone.

#### *Determinations made on plant material*

The variables measured were: height (H), base diameter (BD), and canopy projection area determined from the mean diameter (A) and its real value ( $A_0$ ) measured on orthogonal photographs. This was conducted by capturing

photographs at a height of 3 m with a white background and covering the pot with white plastic. Images were processed using Adobe Photoshop CS® software and the area of orthogonal projection measured by image analysis using a Delta T Service® analyzer and WinDias® software. Using a similar procedure, photographs of the shrub's profile were taken at a distance of 2.5 m on which the insertion angles of the main branches were measured (Figure 4.4). Next, the shrubs were cut at the stem base and determination made of fresh total biomass (FTB), stem biomass (FSB) and leaf biomass (FLB). Biomass density per unit canopy area ( $FTB A_0^{-1}$ ) was then calculated. For each shrub species, 10 samples of 10 leaves were processed and mean specific leaf area ( $m^2 kg^{-1}$ ) obtained. From the latter variable and the FLB, the leaf area of each specimen was calculated and the LAI obtained using the ratio leaf area to  $A_0$ .

To record the anatomical features of the plants such as pubescence and epidermal rugosity, images of the leaves and stems were taken under a magnification of 40x and 20x respectively using an inverted Nikon Eclipse TS100 microscope and Nikon DS F11 camera.

#### *Storage capacity determination by rainfall simulation and immersion*

Tests were performed indoors in the absence of wind and in conditions of controlled humidity and temperature (51% and 24°C, respectively). Rain was simulated using a sprayer (model SF-CE2 Spraying Systems Co®) with 28 nozzles arranged on a grid such that they were 50 cm one from the other and suspended 1 m above the plants. Rainfall was calibrated using 40 rain gauges under the sprayer surface. Three calibration tests of 30 min were carried out during spring and summer. Sixteen replicates were realized in each calibration test. Rainfall intensity was 13 mm h<sup>-1</sup> (standard deviation = 1) and rainfall covered 4.5 m<sup>2</sup>. A rainfall intensity of 13 mm h<sup>-1</sup> was sufficient to saturate the canopy in a short time and to produce stemflow in the 10 first minutes for all the species studied. A rainfall event of 1 h produced sufficient stemflow to compare different species. The plants were left to drain off for 15 min in order to measure canopy storage capacity (S). Individual water storage capacity (S) was measured using similar method to that described in Brandt (1989) weighing the plants before and after the test. To avoid water entering the growing pots, these were covered with a plastic sheet. Individual storage capacity (S) was expressed in ml (ml plant<sup>-1</sup>). Storage capacities per surface unit ( $S_A$  and  $S_{A_0}$ ) expressed in mm (l m<sup>-2</sup>) were calculated using as reference the two canopy area measurements ( $S_A = S A^{-1}$  and  $S_{A_0} = S A_0^{-1}$ ). Storage capacity per unit biomass ( $S_B = S FTB^{-1}$ ) was expressed in ml g<sup>-1</sup>.

Water storage capacity was also determined by immersion. Freshly cut shrubs were immersed whole in water following a procedure similar to that described in Wood *et al.* (1998). Each entire shrub was weighted before submersion and immediately after this it was submerged in a 1.5 m diameter circular tank of and 1.5 m depth. Five minutes after submersion, plants were removed from the water tank. Drainage was negligible after 1 min and the entire shrub was re-weighted. The difference in weight was recorded as the storage capacity of the plant's canopy. Individual storage capacity determined by immersion was designated  $S_i$ ,  $S_{Ai}$  when referred to the unit area ( $A_o$ ) and  $S_{Bi}$  when referred to unit biomass (FTB).

#### Stemflow and funneling ratio determination

Stemflow (SF) was estimated using a double impermeable ring with a draining hole attached to the base of the stem and sealed with silicon. The water collected was channeled to a deposit where it was measured by weighing. SF was expressed in liters (l plant<sup>-1</sup>) and as the percentage of the incident rainfall on the orthogonal projection area of the canopy SF%. For each species, from 3 to 12 replicate measurements were made depending on the number of available plants (see Table 4.1). In each plant, determinations were repeated 6 times, placing the plants in different positions under the rain simulator. It was checked that the coefficients of variation of S and SF were always under 30%.

The funneling ratio (FR) was determined using the equation:

$$FR = \frac{SF}{(B \times P)} \quad (\text{Eq. 4.1})$$

where, SF is the stemflow volume (l), B the trunk basal area (m<sup>2</sup>), and P is the depth equivalent of gross incident precipitation (mm) (Herwitz, 1986). FR represents the ratio of the amount of precipitation delivered to the base of the shrub to the rainfall that would have reached the ground in the absence of the shrub.

#### Statistical analysis

Differences among the species in their biometric variables (H, BD, A,  $A_o$ , FTB, FLB, FSB,  $FTB A_o^{-1}$ , LAI and branch angle) were assessed by one-way analysis of variance. When ANOVA detected significant differences ( $p < 0.05$ ) attributable to the type of shrub, means were compared

using Scheffe's test, which is used for unbalanced designs. The same method was used to compare water storage capacity ( $S_A$ ,  $S_{A_o}$  and  $S_B$ ), stemflow (SF) and the funneling ratio (FR). Correlations between the biometric and interception variables were assessed by Pearson's correlation analysis. All statistical tests were performed using SPSS 15.0 software.

## Results and discussion

### Biometric variables

Table 4.1 shows that highly significant differences ( $p < 0.001$ ) were observed among the shrub species for all the biometric characters examined. Heights ranged from 0.49 m to 1.44 m (*M. strasseri* and *C. arborescens* respectively) and base diameter ranged from 9.6 mm to 21.4 mm (*D. pentaphyllum* and *R. officinalis* respectively). The area covered by an individual specimen estimated from the diameter of the canopy (A) overestimated the real area covered ( $A_o$ ). Cover determined by both methods was very different for *C. arborescens* (1.51 m<sup>2</sup> vs. 0.25 m<sup>2</sup>), *R. sphaerocarpa* (0.41 m<sup>2</sup> vs. 0.15 m<sup>2</sup>) and *C. zeelandia* (0.36 m<sup>2</sup> vs. 0.18 m<sup>2</sup>), all shrubs with a low canopy density, which explains the large differences between the values of A and  $A_o$ .

The LAI was close to zero for *R. sphaerocarpa* and *C. zeelandia* and ranged from 1.1 to 3.8 (*C. arborescens* and *C. ladanifer* respectively). LAIs recorded in trees are usually higher. Thus, Keim *et al.* (2006) reported a value of 7.0 for Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) and Llorens and Domingo (2007) quoted LAIs of 1.8– 5.3 for trees in Mediterranean conditions. There are few data available on LAIs in shrubs, though the latter authors have described values of 0.7 for *R. sphaerocarpa* and 3.9 for *Anthyllis cytisoides*, which are in the range of the figures provided in Table 4.1.

Total biomass ranged from 100 g to 704 g (*D. pentaphyllum* and *C. arborescens* respectively). The proportion of leaf biomass was considerable in *D. pentaphyllum*, *C. ladanifer*, *R. officinalis* and *L. latifolia*, with values of 50–60%. When biomass was expressed per unit area ( $A_o$ ), values well below those expected for woody species were observed. The mean was 1.75 kg fresh weight m<sup>-2</sup> (some 0.65 kg dry weight m<sup>-2</sup>). The values obtained by Domingo *et al.* (1998) in field trials conducted on shrubs were higher: 5.76 kg dry weight m<sup>-2</sup> for *Stipa tenacissima*, 3.12 for *A. cytisoides* and 1.67 for *R. sphaerocarpa*. This difference is likely explained by the fact that our study was performed in a laboratory on young plants.



**Table 4.1.** Characteristics of studied shrubs: mean values for height (H), basal diameter (BD), canopy projection area determined from the mean diameter (A) and measured on orthogonal photographs ( $A_0$ ), leaf area index (LAI), fresh total biomass (FTB), fresh leaf biomass (FLB), fresh stem biomass (FSB), superficial density (FTB  $A_0^{-1}$ ) and branch angle. *D. pentaphyllum* (DP), *M. strasseri* (MS), *C. arborescens* (CA), *R. sphaerocarpa* (RS), *C. ladanifer* (CL), *C. albidus* (CAI), *R. officinalis* (RO), *L. latifolia* (LL), *C. zeelandia* (CZ).

	n	H (m)	BD (mm)	A (m <sup>2</sup> )	$A_0$ (m <sup>2</sup> )	LAI	FTB (g)	FLB (g)	FSB (g)	FTB $A_0^{-1}$ (kg m <sup>-2</sup> )	Branch angle (°)
DP	4	0.51 <sup>b</sup>	9.6 <sup>b</sup>	0.14 <sup>cd</sup>	0.13 <sup>ab</sup>	1.5 <sup>b</sup>	100 <sup>b</sup>	60 <sup>ab</sup>	40 <sup>d</sup>	0.78 <sup>b</sup>	50 <sup>a</sup>
MS	10	0.49 <sup>b</sup>	12.7 <sup>ab</sup>	0.26 <sup>bcd</sup>	0.20 <sup>ab</sup>	1.9 <sup>ab</sup>	221 <sup>b</sup>	91 <sup>ab</sup>	129 <sup>cd</sup>	1.17 <sup>b</sup>	60 <sup>b</sup>
CA	3	1.44 <sup>a</sup>	20.1 <sup>a</sup>	1.51 <sup>a</sup>	0.25 <sup>a</sup>	1.1 <sup>b</sup>	704 <sup>a</sup>	122 <sup>a</sup>	582 <sup>a</sup>	2.94 <sup>a</sup>	56 <sup>ab</sup>
RS	7	0.83 <sup>b</sup>	18.5 <sup>ab</sup>	0.41 <sup>b</sup>	0.15 <sup>ab</sup>	-	261 <sup>bc</sup>	0.9 <sup>b</sup>	261 <sup>bc</sup>	1.73 <sup>ab</sup>	61 <sup>b</sup>
CL	8	0.63 <sup>b</sup>	12.7 <sup>ab</sup>	0.12 <sup>cd</sup>	0.10 <sup>b</sup>	3.8 <sup>a</sup>	209 <sup>b</sup>	117 <sup>a</sup>	78 <sup>cd</sup>	2.17 <sup>ab</sup>	63 <sup>b</sup>
CAI	4	0.64 <sup>b</sup>	9.6 <sup>b</sup>	0.09 <sup>d</sup>	0.07 <sup>b</sup>	2.1 <sup>ab</sup>	152 <sup>b</sup>	35 <sup>ab</sup>	117 <sup>cd</sup>	2.10 <sup>ab</sup>	58 <sup>ab</sup>
RO	12	0.54 <sup>b</sup>	21.4 <sup>a</sup>	0.14 <sup>cd</sup>	0.10 <sup>b</sup>	2.8 <sup>ab</sup>	191 <sup>b</sup>	115 <sup>a</sup>	76 <sup>cd</sup>	1.84 <sup>ab</sup>	65 <sup>b</sup>
LL	5	0.51 <sup>b</sup>	12.3 <sup>ab</sup>	0.13 <sup>cd</sup>	0.08 <sup>b</sup>	3.2 <sup>ab</sup>	126 <sup>b</sup>	63 <sup>ab</sup>	63 <sup>cd</sup>	1.57 <sup>ab</sup>	61 <sup>b</sup>
CZ	7	0.81 <sup>b</sup>	17.5 <sup>ab</sup>	0.36 <sup>bc</sup>	0.18 <sup>ab</sup>	-	363 <sup>b</sup>	9 <sup>ab</sup>	353 <sup>b</sup>	1.96 <sup>ab</sup>	60 <sup>b</sup>
Weighted average		0.66	15.6	0.28	0.14	2.5	238	73	164	1.75	60
<i>F</i>		12.4	5.4	68.4	6.7	6.1	10.4	7.2	24.5	5.1	4.1
<i>p</i>		0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001

Results with different letters (a, b, c or d) are different with a *p* level <0.05. Results with at least one letter equal are not different with a *p* level <0.05 (i. e. <sup>ab</sup> and <sup>b</sup>), as *F* is the Fisher statistical of ANOVA, *p* is the level of significance and *n* is the number of replicates.

In all the shrubs, branch angles above the horizontal were greater than 45° (50–65°). Differences in angles among the species were not significant. No horizontal branches or negative branch angles were observed; these are more common in tree species.

#### Water storage capacity

Water storage capacity per unit surface area ( $S_{A_0}$ ) ranged from 0.35 mm to 3.24 mm (*M. strasseri* and *L. latifolia* respectively) with an average value of 1.02 mm (Table 4.2). These values are within the ranges reported by others for this type of vegetation. The  $S_A$  values cited by Domingo *et al.* (1998) were 0.29 mm for *R. sphaerocarpa*, 1.80 mm for *A. cytoides* and 2.44 mm for *Stipa tenacissima*. Belmonte Serrato and Romero Díaz (1998) quoted 1.85 mm for *Thymus vulgaris*. There is an appreciable difference between the water storage capacities determined by Domingo *et al.* (1998) for *R. sphaerocarpa* and the present value (0.29 mm vs. 0.90 mm), this discrepancy being due to the reference area employed. Domingo *et al.* (1998) expressed water storage capacity in relation to the area calculated from the canopy diameter. We obtained an  $S_A$  of 0.33 mm (Table 4.2) when we used this as the reference area. The  $S_{A_0}$  value we obtained for *R. officinalis* also differs from that observed by Belmonte Serrato (2001) in field tests (1.20 mm vs. 1.88 mm), and could therefore be

the outcome of the different test conditions. Belmonte-Serrato (2001) used an indirect method to calculate water storage capacity. Results obtained by indirect methods are usually different of those obtained by direct ones (Klaassen *et al.*, 1998).

The water storage capacity of the shrubs was similar to that obtained for certain tree species. Cantú Silva and Okumura (1996) measured a water storage capacity of 0.62 mm in *Quercus serrata*. Values available for conifers range from 0.1 mm to 3.1 mm, depending on the density of the tree stands (Llorens and Gallart, 2000). According to the individual *S* values provided in Table 4.2, a dense Mediterranean shrub has a water storage capacity close to 0.67 mm and in extreme cases, such as that of *L. latifolia* ( $S_{A_0} = 3.24$  mm and  $S_A = 2.26$  mm), similar storage values to those of a dense conifer wood are reached. These figures confirm the idea that depending on their density, these types of shrub can have a considerable hydrological impact in regions where water is a scarce commodity. Thus, their water storage capacity can eventually be comparable to that of tree communities and, despite their reduced height, in arid and semiarid environments, water losses due to evaporation in rainy periods may resemble the losses incurred by forests in more temperate climates (Návar *et al.*, 1999).

At the individual level, water storage capacity *S* (ml) was related to the total biomass (FTB), the fresh stem biomass (FSB) and to

the surface density (FTB  $A_0^{-1}$ ). Table 4.3 shows that our S values showed positive correlation with FTB, FSB and surface density (FTB  $A_0^{-1}$ ). The larger species and specimens were able to store more water than the smaller shrubs, and for similar canopy surface areas, water storage capacity increased with surface density. This might indicate that water storage capacities per unit surface area values obtained with small plants could underestimate the values for bigger ones. However, no correlation was detected between individual water storage capacity and fresh leaf biomass (FLB), and contrary to that described by Keim *et al.* (2006) or Llorens and Domingo (2007), neither did we observe significant correlation between S (ml) or  $S_{A_0}$  (mm) and the dendrometric variables for the entire sample of shrubs. Water storage capacity per unit surface area could only be positively correlated with the LAI. As indicated in Table 4.3,  $S_{A_0}$  showed an inverse relationship with canopy surface area. This must be an artifact and the consequence of the fact that the two shrubs with the largest canopy size (*M. strasseri* and *C. arborescens*) happened to be species of poor water storage capacity.

In reality, water storage capacity was found to depend on the anatomic characteristics of each species and was poorly related to their dendrometric variables. When water storage capacity was expressed per unit biomass ( $S_B$ ) it varied from 0.23 ml  $g^{-1}$  recorded for *C. ladanifer* to 2.26 ml  $g^{-1}$  for *L. latifolia* with a mean value of 0.66 ml  $g^{-1}$  (Figure

4.1), such that for each shrub, the value of  $S_{A_0}$  was the product of  $S_B$  by density (FTB  $A_0^{-1}$ ). Much of the plants' water storage capacity seems to be determined by variables that are more difficult to quantify than dendrometric variables such as their hydrophobic behavior, pubescence, the rugosity of leaf and stem tissues, or insertion angles of the leaf, stem or petiole. In some plants, pubescence is considered the variable that best explains their water storage capacity (Monson *et al.*, 1992; Thurow and Hester, 1997; Levia and Frost, 2006). The shrubs that stored most water per unit biomass, *L. latifolia* (2.26 ml  $g^{-1}$ ) and *D. pentaphyllum* (1.28 ml  $g^{-1}$ ), were also the species with the greatest pubescence in their leaves and young stems (Figures 4.2G and 4.2F and Figures 4.3G and 4.3F, respectively). Conversely, the species that stored the least amount of water *C. ladanifer* (0.23 ml  $g^{-1}$ ), *C. arborescens* (0.27 ml  $g^{-1}$ ), and *M. strasseri* (0.29 ml  $g^{-1}$ ), showed lower levels of pubescence (Figures 4.2C, 4.2A and 4.2B and Figures 4.3C, 4.3A and 4.3B respectively). Further, besides the poor water storage capacity of *C. ladanifer* and *M. strasseri*, their leaf orientation with their apices below the level of the petiole (Figures 4.4G and 4.4H respectively) also affected this factor by promoting rain throughfall than funneling. The impermeable wax, ladane, secreted by *C. ladanifer* acts as a water repellent (Holder, 2007) and diminishes the retention of intercepted rainfall. In combination, these factors determine that *C. ladanifer* is the species with the lowest water storage capacity despite having the greatest LAI of the shrubs examined here (3.8).

**Table 4.2.** Water storage capacity per surface unit using as reference the canopy projection area measured on orthogonal photographs ( $S_{A_0}$ ) and determined from the mean diameter ( $S_A$ ) stemflow (SF%) and funnelling ratio (FR) for *D. pentaphyllum* (DP), *M. strasseri* (MS), *C. arborescens* (CA), *R. sphaerocarpa* (RS), *C. ladanifer* (CL), *C. albidus* (CAI), *R. officinalis* (RO), *L. latifolia* (LL), *C. zealandia* (CZ).

	n	$S_{A_0}$ (mm)	$S_A$ (mm)	SF%	FR
DP	4	0.77 (0.17) <sup>b</sup>	0.71 (0.23) <sup>b</sup>	21.0 (4.1) <sup>ab</sup>	260 (109) <sup>a</sup>
MS	10	0.35 (0.20) <sup>b</sup>	0.26 (0.16) <sup>b</sup>	3.8 (0.9) <sup>c</sup>	97 (31) <sup>bcd</sup>
CA	3	0.78 (0.22) <sup>b</sup>	0.13 (0.04) <sup>b</sup>	17.3 (3.7) <sup>abc</sup>	134 (24) <sup>abcd</sup>
RS	7	0.90 (0.35) <sup>b</sup>	0.33 (0.17) <sup>b</sup>	9.7 (2.9) <sup>bc</sup>	67 (27) <sup>cd</sup>
CL	8	0.54 (0.52) <sup>b</sup>	0.39 (0.31) <sup>b</sup>	5.6 (3.3) <sup>c</sup>	30 (30) <sup>d</sup>
CAI	4	1.48 (0.51) <sup>ab</sup>	1.13 (0.33) <sup>ab</sup>	20.8 (7.7) <sup>ab</sup>	194 (76) <sup>abc</sup>
RO	12	1.20 (1.20) <sup>ab</sup>	0.85 (0.79) <sup>ab</sup>	23.2 (8.2) <sup>ab</sup>	47 (43) <sup>d</sup>
LL	5	3.24 (1.17) <sup>a</sup>	2.26 (1.42) <sup>a</sup>	25.7 (7.6) <sup>a</sup>	40 (16) <sup>d</sup>
CZ	7	0.77 (0.31) <sup>b</sup>	0.38 (0.17) <sup>b</sup>	26.4 (7.6) <sup>a</sup>	221 (113) <sup>ab</sup>
Weighted average		1.02 (1.00)	0.67 (0.77)	16.0 (10.4)	104 (93)
F		8.02	7.0	17.4	12.7
p		0.001	0.001	0.001	0.001

Results with different letters (a, b, c or d) are different with a p level <0.05. Results with at least one letter equal are not different with p level <0.05 (i. e. <sup>ab</sup> and <sup>b</sup>), as F is the Fisher statistical of ANOVA, p is the level of significance and n is the number or replicates. Data in parentheses are standard deviations.

**Table 4.3.** Relationship between the characteristics of shrub cover and hydrologic parameters for all shrubs. Correlation coefficients ( $R$ ) between the absolute water storage capacity ( $S$ ), the water storage capacity per surface determined from the mean diameter ( $S_A$ ), stemflow in milliliter per plant ( $SF$ ), stemflow as the percentage on the incident rainfall on the orthogonal projection area of the canopy ( $SF\%$ ), funnel ratio ( $FR$ ) and height ( $H$ ), basal diameter ( $BD$ ), the canopy projection area measured on orthogonal photographs ( $A_0$ ), leaf area index ( $LAI$ ), fresh total biomass ( $FTB$ ), fresh leaf biomass ( $FLB$ ), fresh stem biomass ( $FSB$ ), superficial density ( $FTB A_0^{-1}$ ) and branch angle.

		H (m)	BD (mm)	$A_0$ (m <sup>2</sup> )	LAI	FTB (g)	FSB (g)	FLB (g)	FTB $A_0^{-1}$ (g m <sup>-2</sup> )	Branch angle
S (ml plant <sup>-1</sup> )	$r$	0.17	0.19	0.17	0.16	0.34	0.34	0.06	0.28	-0.13
	$p$	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	**	**	n.s.	*	n.s.
$S_A$ (mm)	$r$	-0.12	-0.02	-0.38	0.30	-0.17	-0.15	0.06	0.19	-0.01
	$p$	n.s.	n.s.	**	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
SF (ml plant <sup>-1</sup> )	$r$	0.49	0.38	0.50	-0.27	0.67	0.76	-0.12	0.33	-0.15
	$p$	***	**	***	n.s.	***	***	n.s.	**	n.s.
SF (%)	$r$	0.08	0.17	-0.27	-0.05	-0.02	0.07	-0.21	0.19	0.02
	$p$	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
FR	$r$	0.20	-0.31	0.22	-0.32	0.15	0.27	-0.25	-0.03	-0.32
	$p$	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	n.s.	*
	$n$	60	60	60	60	60	60	60	60	60

$r$  Pearson coefficient;  $p$  Significant level (\*\*\*)  $p < 0.001$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*  $p < 0.05$ ; n.s: not significant).

$n$  = number of replicates.

*R. sphaerocarpa* and *C. zeelandia* displayed great pilosity of young and mature stems (Figures 4.3H and 4.3I respectively). This serves to explain the fact that being species with very few leaves, they were able to store amounts of water per unit biomass equal to or even greater than the amounts stored by *C. ladanifer*, *C. arborescens* and *M. strasseri*.

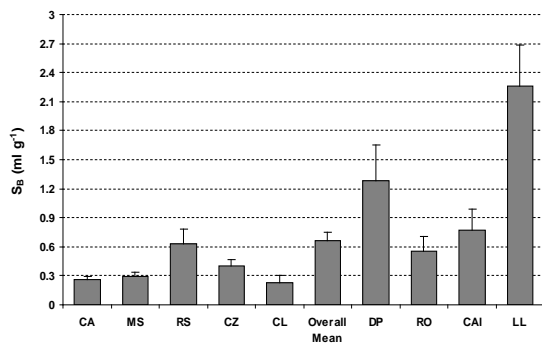
#### Immersion vs. Rain simulation

The water storage capacities of the shrubs measured by immersion were lower than the values obtained in the simulated rainfall experiments (Figure 4.5). During immersion, a greater surface area of the plant comes into contact with the water yet storage capacities measured using this procedure are usually lower because simulated rainfall is more effective at wetting. This has been linked to the formation of coherent droplets (Beysens *et al.*, 1991), which does not occur when the plant is immersed in water.

Wohlfahrt *et al.* (2006) observed that immersion overestimates water storage capacity by between 13% and 76% while Keim *et al.* (2006) claim that immersion results are a whole order of magnitude lower than those of rain

simulation. Our immersion  $S_A$  values for the nine Mediterranean shrubs were on average a little under half the rain simulation values, although not all species showed the same behaviour. Thus, rain simulation rendered water storage capacities that were 7 times higher than immersion-determined values in *L. latifolia*, 4 times higher in *R. sphaerocarpa*, 3 times in *R. officinalis*, a little over 2-fold in *C. zeelandia*, *D. pentaphyllum* and *C. arborescens*, practically identical in *M. strasseri* and *C. albidus*, and immersion values were slightly higher than simulation values in *C. ladanifer*.

In a study in which water storage capacities were measured by rainfall simulation in whole plants and then by immersing each component (leaves, stems, etc.) separately in water, Monson *et al.* (1992) obtained storage capacities that were 10- or even up to 100-fold by immersion compared to rain simulation. These authors attributed these differences to the induced structural modifications and to the fact that a large proportion of a plant's water storage capacity is related to its architecture. Using both methods, the values obtained here indicate that even when preserving the plant's structure, immersion underestimates its water storage capacity. As indicated by Wohlfahrt *et al.* (2006), it is clear that the results obtained by the two methods are not comparable.



**Figure 4.1.** Water storage capacity per unit biomass ( $S_B$ ) for different shrubs: *C. arborescens* (CA), *M. strasseri* (MS), *R. sphaerocarpa* (RS), *C. zeelandia* (CZ), *C. ladanifer* (CL), *D. pentaphyllum* (DP), *R. officinalis* (RO), *C. albidus* (CAI), *L. latifolia* (LL) and overall mean. Error bars represented standard error.

If we accept that the results obtained in the simulated rainfall experiments will be closer to the real storage capacity of a plant, immersion does not seem sufficiently reliable to predict the storage capacity of shrubs since there was no clear relationship between the values recorded using each method.

### Stemflow

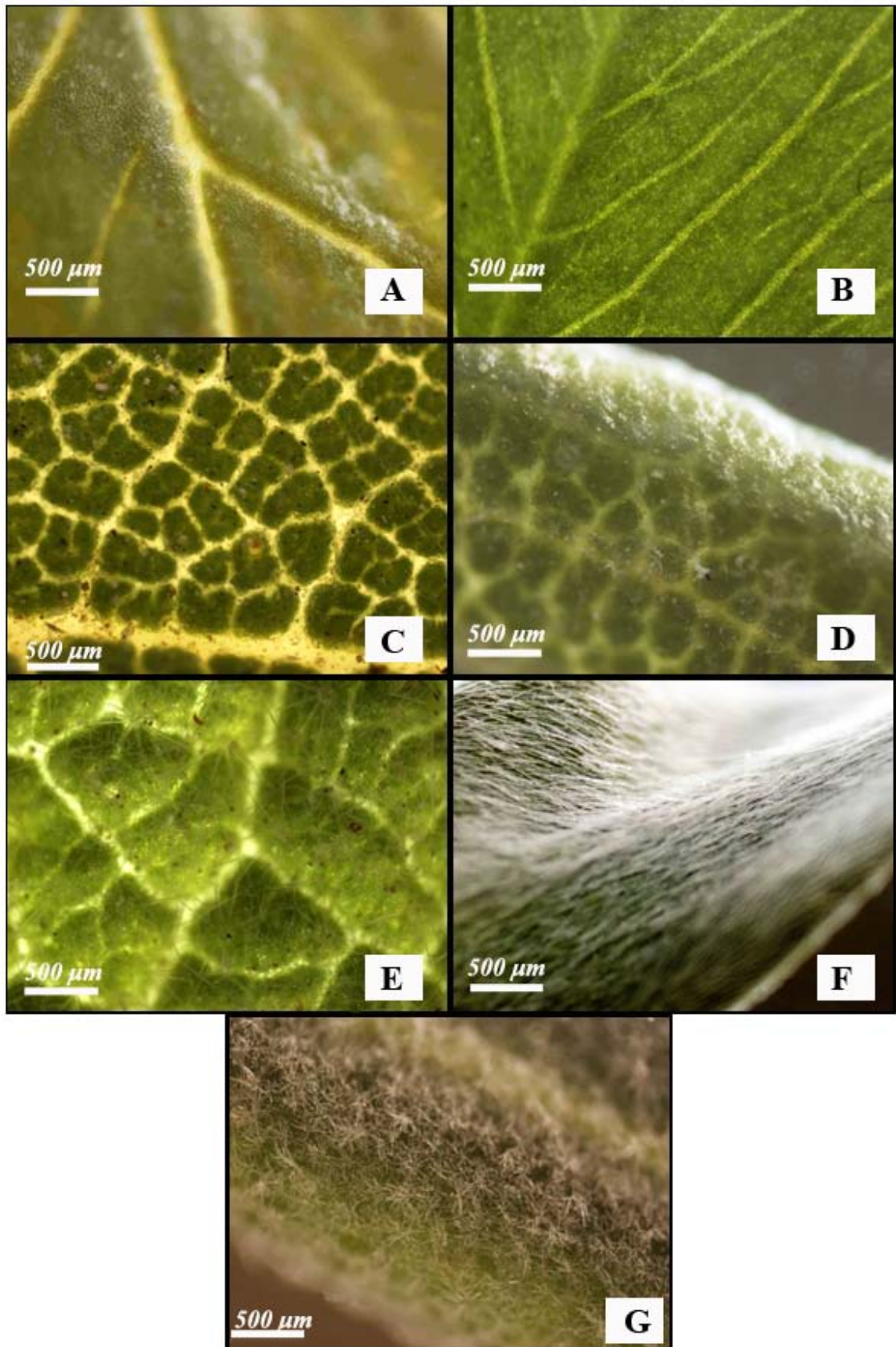
Stemflow ( $SF\%$ ) varied from one species to the next by between 3.8% and 26.4% (Table 4.2) and on average by 16%. These values are in agreement with those generally reported for arid and semiarid regions yet higher and more widely varying than those described for temperate and tropical forests (Levia and Frost, 2003). Moreover, in Mediterranean climate, shrub vegetation had higher values of stemflow than tree vegetation: stemflow values for shrub vegetation ranged from 4.4% to 42.5%, and for tree vegetation stemflow values ranged from 0.3% to 20.4% (Llorens and Domingo, 2007).

The value of  $SF\%$  obtained for *R. sphaerocarpa* (9.7%) was similar to that described by Domingo *et al.* (1998) for the same species (7%), and the  $SF\%$  obtained for *C. ladanifer* (5.6%) was also similar to that cited by these same authors for *C. laurifolius*, which is a very similar species (7.2%). However, the  $SF\%$  recorded here for RO (23.2%) was lower than the values reported for the same species by González-Hidalgo (1992) and Belmonte Serrato and Romero Díaz (1998) who provided values of 33.8% and 43.3% respectively. It is true, however, that absolute stemflow values were subject to effects related to rainfall duration

and intensity (Carlyle-Moses, 2004; Li *et al.*, 2009) as well as the characteristics of the plants (De Soya *et al.*, 1997), which hinders comparisons with values obtained under different conditions or using different methods.

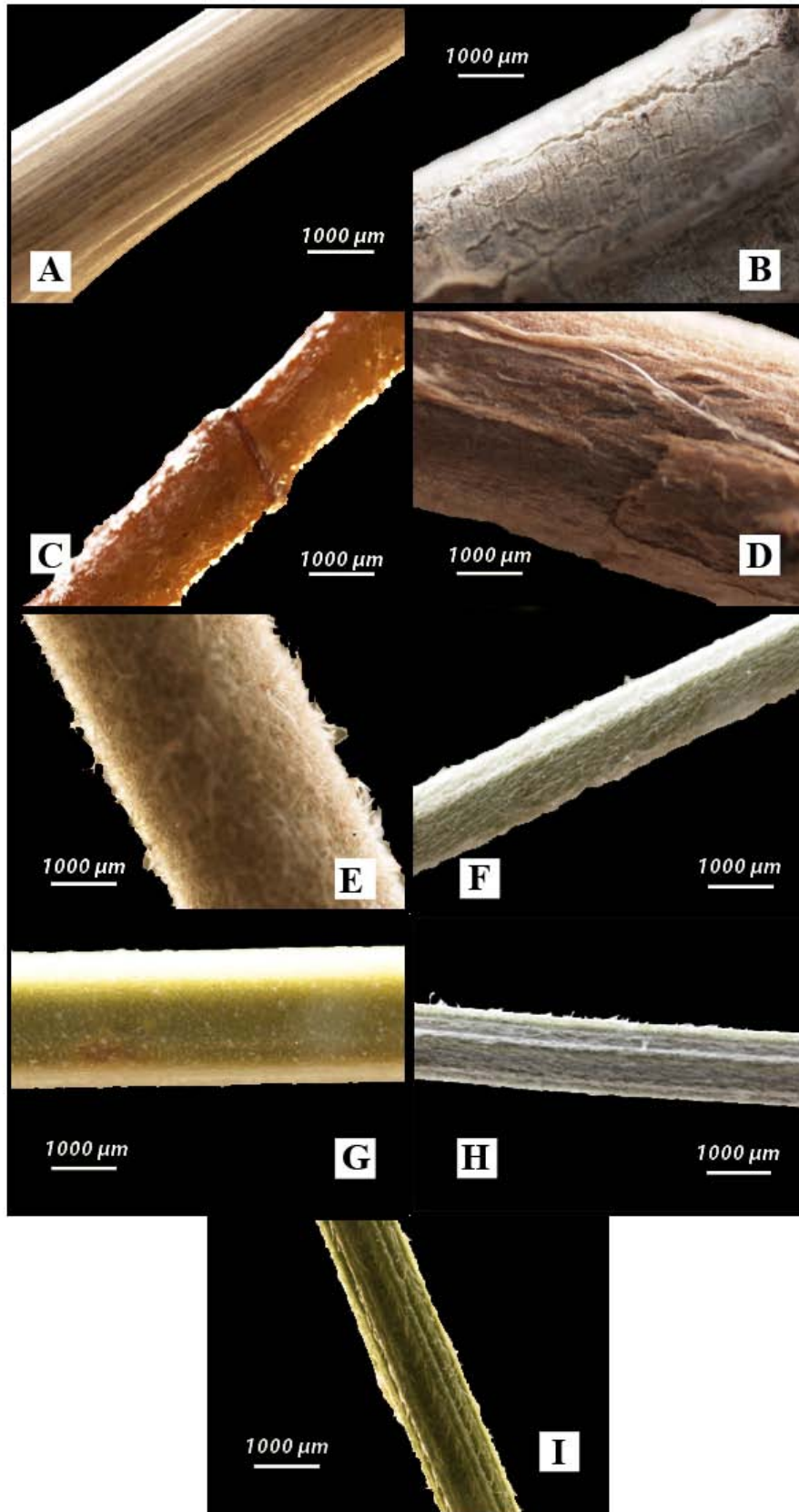
At the individual plant level,  $SF$  (ml plant<sup>-1</sup>) was directly related to fresh total biomass (FTB), fresh stem biomass (FSB), surface density (FTB  $A_0^{-1}$ ) and the dendrometric variables (Table 4.3). In contrast,  $SF\%$  showed no significant correlation with biomass or the variables related to plant size with the exception of a negative correlation with canopy surface area. As mentioned previously, the two shrubs with the largest canopies (*M. strasseri* and *C. arborescens*) exhibited a low water storage capacity. The morphological and anatomic features of these species also determined their low  $SF\%$  and gave rise to this apparent contradiction.

Branch angles showed no correlation with  $SF$  or  $SF\%$ . The inclination of the main branches was similar in all the shrubs, with a relatively narrow range of insertion angles (50–65°, Table 4.1) that was perhaps the reason for the lack of substantial differences. It is known that stemflow is enhanced when the plant structure is cone or funnel shaped, since vertically orientated branches with insertion angles greater than 45° measured above the horizontal promote water flow towards the trunk (Levia and Frost, 2003; Pypker *et al.*, 2005). A funnel shape is indeed a prerequisite for a high  $SF\%$  but is not sufficient on its own because the position of the leaves and their orientation and size also affect stemflow (Crockford and Richardson, 2000; Nanko *et al.*, 2006; Park and Cameron, 2008). It is true that the higher  $SF\%$  values (26.4%, 25.7% and 23.2%) were recorded in the shrubs with erect stems and branches (*C. zeelandia*, *L. latifolia*, *R. officinalis*) but in these bushes, the leaves also grew erect from the stems (Figs. 4.4B, 4.4D and 4.4E). Other funnel-shaped shrubs such as *R. sphaerocarpa* or *M. strasseri* (Figures 4.4A and 4.4H) rendered low  $SF\%$  (9.7% and 3.8%). In the case of *R. sphaerocarpa*, this is because its stems are flexible and fold when wet such that the bush loses its funnel shape and water drips outwards. In *M. strasseri*, its low stemflow was associated with a low storage capacity and also with the fact that its leaves incline towards the apex, which remains at a lower level to the petiole, a morphology that promotes throughfall, as shown in the inset to Figure 4.4 (4.4H1). The leaves of *C. ladanifer* ( $SF\% = 5.6\%$ ) are arranged similarly to those of *M. strasseri* (Figure 4.4G) channeling water towards the soil and not the trunk. In contrast, for *C. albidus* (Figure 4.4F), whose leaves are wide and stand upright with the apex higher than the petiole, the  $SF\%$  was 20.8%.

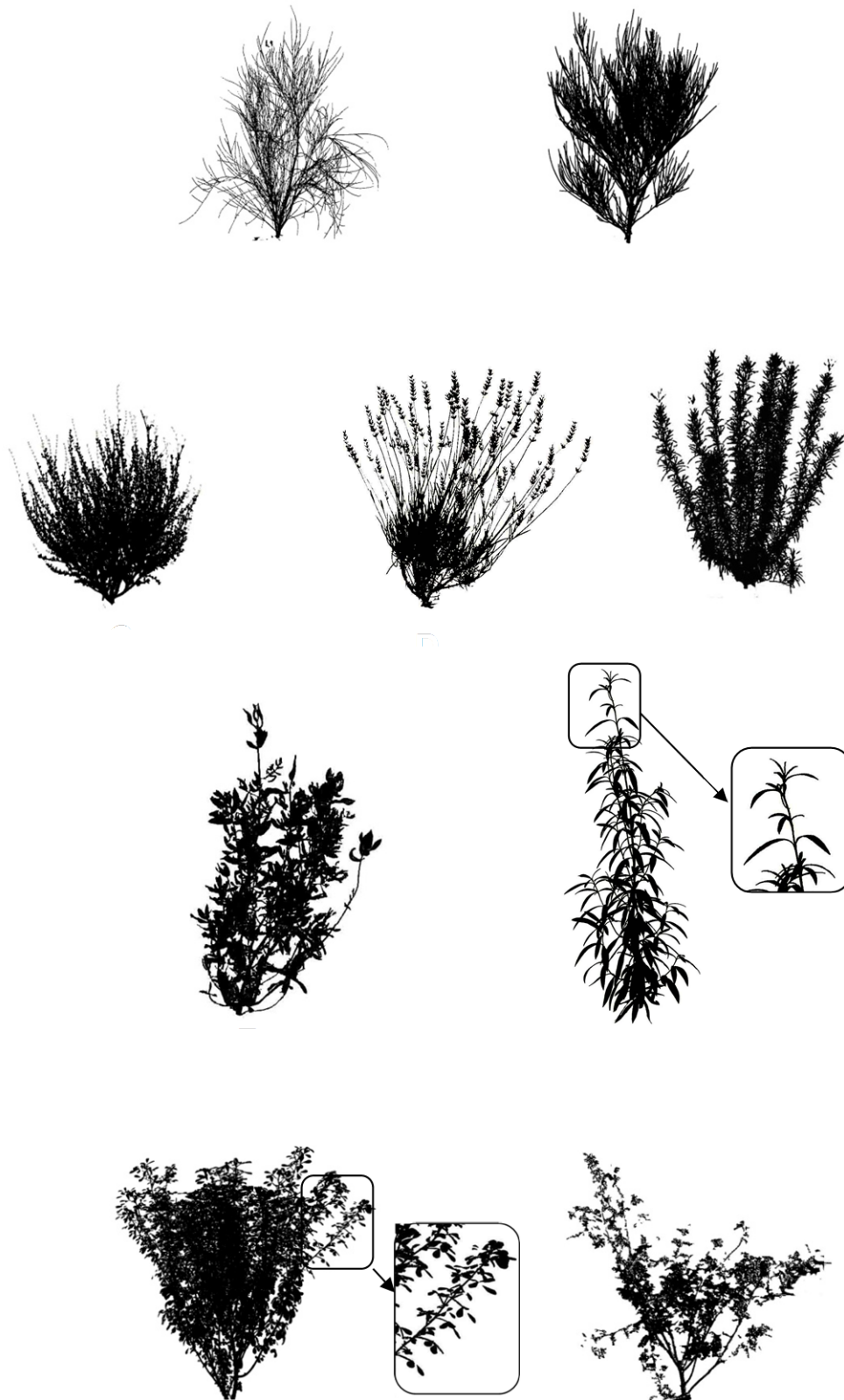


**Figure 4.2.** Leaf pubescence and epidermal rugosity of *C. arborescens* (A), *M. strasseri* (B), *C. ladanifer* (C), *R. officinalis* (D), *C. albidus* (E), *D. pentaphyllum* (F), *L. latifolia* (G). Images have been taken under a magnification of 40x using an inverted Nikon Eclipse TS100 microscope and Nikon DS Fi 1 camera.

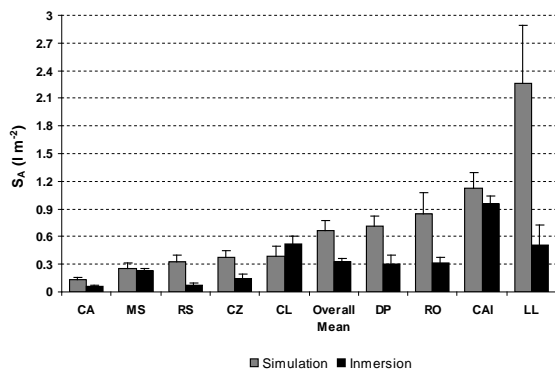




**Figure 4.3.** Stem pubescence and epidermal rugosity of *C. arborescens* (A), *M. strasseri* (B), *C. ladanifer* (C), *R. officinalis* (D), *C. albidus* (E), *D. pentaphyllum* (F) and *L. latifolia* (G), *R. sphaerocarpa* (H) and *C. zeelandia* (I). Images have been taken under a magnification of 20x using an inverted Nikon Eclipse TS100 microscope and Nikon DS Fi 1 camera.



**Figure 4.4.** Shrubs profile of *R. sphaerocarpa* (A), *C. zeelandia* (B), *D. pentaphyllum* (C), *L. latifolia* (D), *R. officinalis* (E), *C. albidus* (F), *C. ladanifer* (G), *M. strasseri* (H) and *C. arborescens* (I). Images taken at a distance of 2.5 m with a white background and processed using Adobe Photoshop CS® software.



**Figure 4.5.** Water storage capacities per unit of surface area ( $S_A$ ) obtained by rainfall simulation and obtained by immersion for different shrubs: *C. arborescens* (CA), *M. strasseri* (MS), *R. sphaerocarpa* (RS), *C. zealandia* (CZ), *C. ladanifer* (CL), *D. pentaphyllum* (DP), *R. officinalis* (RO), *C. albidus* (CAI), *L. latifolia* (LL) and overall mean. Error bars represented standard error.

The amount of water that reached the ground close to the base of the plants was increased by the presence of the shrubs such that the soil received on average 104-times more water than had the shrubs not been there. Funneling ratios (FR) are provided in Table 4.2. The species that were best at concentrating water at their base were *D. pentaphyllum* and *C. zealandia* showing FR of 260 and 221 respectively, unlike *M. strasseri*, *R. sphaerocarpa*, *R. officinalis*, *L. latifolia* and *C. ladanifer*, whose FR were below 97. These values are nevertheless high compared to those reported in the review by Carlyle-Moses (2004).

It should be highlighted that the species that showed high stemflow percentages such as *L. latifolia* and *R. officinalis* (25.7 and 23.2% respectively) yielded relatively low FR ratios (40 and 47 respectively) that were appreciably below those detected for species such as *M. strasseri*, which with an SF of 3.8% gave a FR of 97. It seems that SF% and FR values differ considerably. High SF% values are interpreted to indicate the adaptation of plant species to arid conditions. Some shrubs even take on a different morphology depending on the habitat, and the same species in a more arid zone will develop individuals of preferable conic morphology over more spherical forms (De Soyza *et al.*, 1997). This means that when the conditions are such, plants with this mechanism are able to increase their efforts at concentrating water resources. A good example of the difference in meaning of the FR and SF% can be found in the shrub *M. strasseri*. This species is a facultative summer leaf shedder, that is, its drought combating mechanism consists of shedding leaves outside the normal leaf loss period, and thus it saves on water consumption in response to the dry conditions. Despite being funnel-shaped, this species shows a low stemflow (3.8%) but it is evident that

this is not its drought adaptation mechanism. *M. strasseri* has, on the other hand, a relatively high FR (97). This is because FR is calculated from the volume of stemflow but does not consider the canopy surface area that generates this volume of water and therefore does not take into account the plant's possible adaptive effort. FR measures the effects of vegetation on rainfall redistribution and its specific accumulation; it has a clear hydrological significance but does not share the ecological meaning of stemflow.

### Conclusions

The water storage capacities of the shrubs examined here (0.35–3.24 mm) are consistent with the arguments put forward by other authors indicating that despite their small size, these plants can generate high interception losses. Water storage values were determined in individual plants such that their hydrological impact will really depend on the capacity of each species to form dense communities. Plants of the genera *Cistus*, *Cytisus* or *Rosmarinus*, the latter sometimes mixed with other aromatic species of the genus *Lavandula*, do form dense shrub communities. In contrast, shrubs of the genus *Retama* associated with pasture lands do not tend to achieve more than 50% of soil cover and *M. strasseri* mostly appears as isolated individuals in places where it manages to escape the actions of herbivores.

When the shrubs are considered as a whole, volumes of water stored per individual (ml), or volumes of stemflow (ml) were related to the biometric characteristics of the plants, but this was not the case when these values were expressed in relative terms. Water storage capacity per unit surface area (mm) and stemflow expressed as a percentage of the rainfall intercepted depended on the specific characteristics of each species, so water storage capacity and stemflow depend in large measure on anatomical details such as pubescence or the arrangement of leaves that are difficult to measure.

Stemflow values (3.8–26.4%) differed considerably from one species to another, with some species showing high values characteristic of their adaptation to the semiarid environment and species with low stemflow that have developed other adaptive mechanisms. The immersion method of determining water storage capacity underestimated this capacity but in different measure for each species. Water storage capacities determined by rainfall simulation could thus not be predicted from the immersion-determined values, because the plant wets differently when it is exposed to rainfall than when it is submerged. Leaves and stems can retain coherent droplets under rainfall, but when they are submerged this process does not happen.



## Acknowledgements

The authors would like to thank the Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid for their financial support through Projects 07 M/0077/1998 and 07 M/0023/2000, and for supporting Dr. Nieves Alonso Blázquez through a postdoctoral grant. Pablo García Estríngana was supported by a predoctoral grant from INIA, who also contributed through funds of the Project RTA01-078-C2- 2. We also want to thank Alfredo Cuevas, Ramón Moreno and Araceli Hernández for their help and enthusiasm.

## References

- Aston, A.R. 1979. Rainfall interception by eight small trees. *Journal of Hydrology* 42, 383–396.
- Belmonte Serrato, F., Romero Díaz, A. 1998. A simple technique for measuring rainfall interception by small shrub: "interception flow collection box". *Hydrological Processes* 12, 471–481.
- Belmonte Serrato, F. 2001. Balance hídrico, distribución de flujos y modelización de la interceptación en dos arbustos semiáridos mediante lluvia simulada. *Papeles de Geografía* 33, 23–34.
- Beysens, D., Steyer, A., Guenoun, P., Fritter, D., Knobler, C.M. 1991. How does dew form? *Phase Transitions* 31, 219–246.
- Bosch, J.H., Hewlett, J.D. 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes and water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55, 3–23.
- Brandt, C.J. 1989. The size distribution of throughfall drops under vegetation canopies. *Catena* 16, 507–524.
- Cantú Silva, I., Okumura, T. 1996. Rainfall partitioning in a mixed oak forest with dwarf bamboo undergrowth. *Journal of Environmental Hydrology* 4, 1–16.
- Carlyle-Moses, D.E. 2004. Throughfall, stemflow, and canopy interception loss fluxes in a semi-arid Sierra Madre Oriental matorral community. *Journal of Arid Environments* 58, 181–202.
- Crockford, R.H., Richardson, D.P. 2000. Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. *Hydrological Processes* 14, 2903–2920.
- De Soyza, A.G., Whitford, W.G., Martínez-Meza, E., Van Zee, J.W. 1997. Variation in creosote-bush (*Larrea tridentata*) canopy morphology in relation to habitat, soil fertility and associated annual plant communities. *American Midland Naturalist* 137, 13–26.
- David, J.S., Valente, F., Gash, J.H.C. 2005. Evaporation of intercepted rainfall. In: Anderson, M.G. (Ed.), *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*. John Wiley, Chichester, pp. 627–634.
- Dingman, S. 2002. *Physical Hydrology*. Prentice Hall, Upper Saddle River. 646 pp.
- Domingo, F., Sánchez, G., Moro, M.J., Brenner, A.J., Puigdefábregas, J. 1998. Measurement and modelling of rainfall interception by three semi-arid canopies. *Agricultural and Forest Meteorology* 91, 278–292.
- Dunkerley, D. 2000. Measuring interception loss and canopy storage in dryland vegetation: a brief review and evaluation of available research strategies. *Hydrological Processes* 14, 669–678.
- González-Hidalgo, J.C. 1992. Pautas espaciales de la erosión hídrica en el semiárido aragonés. Exposición topográfica y cubierta vegetal, factores de erosión. Ph.D. Thesis, Universidad de Zaragoza, Zaragoza, 375 pp.
- Herwitz, S.R. 1986. Infiltration-excess caused by stemflow in a cyclone-prone tropical rainforest. *Earth Surface Processes and Landforms* 11, 401–412.
- Holder, C.D. 2007. Leaf water repellency of species in Guatemala and Colorado (USA) and its significance to forest hydrology studies. *Journal of Hydrology* 336, 147–154.
- Keim, R.F., Skaugset, A.E., Weiler, M. 2006. Storage of water on vegetation under simulated rainfall of varying intensity. *Advances in Water Resources* 29, 974–986.
- Klaassen, W., Boseveld, F., de Water, E. 1998. Water storage and evaporation as constituents of rainfall interception. *Journal of Hydrology* 212–213, 36–50.
- Kume, T., Manfroi, O.J., Kuraji, K., Tanaka, N., Horiuchi, T., Suzuki, M., Kumagai, T. 2008. Estimation of canopy water storage capacity from sap flow measurements in a Bornean tropical rainforest. *Journal of Hydrology* 352, 288–295.

- Levia, D.F., Frost, E.E. 2003. A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. *Journal of Hydrology* 274, 1–29.
- Levia, D.F., Frost, E.E. 2006. Variability of throughfall volume and solute inputs in wooded ecosystems. *Progress in Physical Geography* 30, 605–632.
- Li, X.Y., Yang, Z.P., Li, Y.T., Lin, H. 2009. Connecting ecohydrology and hypopedology in desert shrubs: stemflow as a source of preferential flow in soils. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 6, 1551–1580.
- Llorens, P., Gallart, F. 2000. A simplified method for forest water storage capacity measurement. *Journal of Hydrology* 240, 131–144.
- Llorens, P., Domingo, F. 2007. Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. *Journal of Hydrology* 335, 37–54.
- Martinez-Meza, E., Whitford, W.G. 1996. Stemflow, throughfall and channelization of stemflow by roots in three Chihuahuan Desert shrubs. *Journal of Arid Environments* 32, 271–288.
- Mauchamp, A., Janeau, J.L. 1993. Water funnelling by the crown of *Flourensia cernua*, a Chihuahuan Desert shrub. *Journal of Arid Environments* 25, 299–306.
- Monson, R.K., Grant, M.C., Jaeger, C.H., Schettle, A.W. 1992. Morphological causes for the retention of precipitation in the crown of alpine plants. *Environmental and Experimental Botany* 32, 319–327.
- Muzylo, A., Llorens, P., Valente, F., Keizer, J.J., Domingo, F., Gash, J.H.C. 2009. Review of rainfall interception modelling. *Journal of Hydrology* 370, 191–206.
- Návar, J., Charles, F., Jurado, E. 1999. Spatial variations of interception loss components by Tamaulipan thornscrub in Northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management* 124, 231–239.
- Nanko, K., Hotta, N., Suzuki, M. 2006. Evaluating the influence of canopy species and meteorological factors on throughfall drop size distribution. *Journal of Hydrology* 329, 422–431.
- Owens, M.K., Lyons, R.K., Alejandro, C.L. 2006. Rainfall partitioning within semiarid juniper communities: effects of event size and canopy cover. *Hydrological Processes* 20, 3179–3189.
- Park, A., Cameron, J.L. 2008. The influence of canopy traits on throughfall and stemflow in five tropical trees growing in a Panamanian plantation. *Forest Ecology and Management* 255, 1915–1925.
- Pypker, T.G., Bond, B.J., Link, T.E., Marks, D., Unsworth, M.H. 2005. The importance of canopy structure in controlling the interception loss: examples from a young and old-growth Douglas-fir forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 130, 113–129.
- Rosato, M., Castro, M., Roselló, J.A. 2008. Relationships of the woody *Medicago* species (section *dendrotelis*) assessed by molecular cytogenetic analyses. *Annals of Botany* 102, 15–22.
- Sahin, V., Hall, M.J. 1996. The effects of afforestation and deforestation on water yields. *Journal of Hydrology* 178, 293–309.
- Trimble, S.W., Weirich, F.H. 1978. Reforestation reduces streamflow in the Southeastern United States. *Journal of Soil Water Conservation* 42, 274–276.
- Thurow, T.L., Hester, J.W. 1997. How an increase or reduction in Juniper cover alters rangeland hydrology. In: Taylor, C.A. (Ed.), *Proceedings of 1997 Juniper Symposium*. Texas A&M University Agricultural Research & Exterior Center, San Angelo, Texas.
- Williamson, T.N., Newman, B.D., Graham, R.C., Shouse, P.J. 2005. Regolith water in zero-order chaparral and perennial grass watersheds four decades after vegetation conversion. *Vadose Zone Journal* 3, 1007–1016.
- Wohlfahrt, G., Bianchi, K., Cernusca, A. 2006. Leaf and stem maximum water storage capacity of herbaceous plants in a mountain meadow. *Journal of Hydrology* 319, 383–390.
- Wood, M.K., Jones, T.L., Vexa-Cruz, M.T. 1998. Rainfall interception by selected plants in the Chihuahuan Desert. *Journal of Range Management* 51, 91–98.





# Capítulo 5

## Efectos de diferentes arbustos mediterráneos sobre los flujos de interceptación: experimentos en campo

---





## Capítulo 5

### Efectos de diferentes arbustos mediterráneos sobre los flujos de interceptación: experimentos en campo

Este capítulo reproduce el texto del siguiente manuscrito que se encuentra en fase de preparación:

García-Estringana, P., Alonso-Blázquez, N., Alegre, J. En preparación. Effects of different Mediterranean shrub vegetation: field experiments.

#### Resumen

La información disponible sobre los flujos de interceptación en vegetación arbustiva mediterránea es escasa, debido en parte a las dificultades técnicas para medir en ejemplares de tan pequeño porte. El objetivo de este trabajo fue desarrollar un dispositivo capaz de registrar de forma automática los flujos de interceptación en diferentes arbustos mediterráneos (*Retama sphaerocarpa*, *Colutea arborescens*, *Dorycnium pentaphyllum* y *Medicago strasserii*), mediante una adaptación de la "caja de interceptación" diseñada por Belmonte Serrato y Romero Díaz (1998). Se realizó un experimento de dos años de duración en condiciones de precipitación natural con los ejemplares vivos. Este dispositivo permitió la medida automática de los flujos de interceptación para eventos con una intensidad inferior a  $7 \text{ mm h}^{-1}$ , una condición cumplida por más del 90% de los eventos registrados. Con la finalidad de evaluar la influencia de los factores bióticos y abióticos sobre los flujos de interceptación, y su variación estacional, fueron seleccionados veinte eventos de precipitación, diez de pequeño tamaño ( $P \leq 10 \text{ mm}$ ) y diez de mayor magnitud ( $P > 10 \text{ mm}$ ). Se observaron grandes diferencias entre especies, con pérdidas por interceptación que fueron desde el 10% observado en *R. sphaerocarpa* hasta pérdidas superiores al 36% en *D. pentaphyllum* y *M. strasserii*, y porcentajes de escorrentía cortical del 20% en *R. sphaerocarpa* y menores del 11% para *D. pentaphyllum* y *M. strasserii*. Si la especie fue el factor biótico más importante, el volumen de precipitación fue el factor abiótico más significativo. El porcentaje de escorrentía cortical se incrementó y el porcentaje de pérdidas se redujo a medida que el volumen de precipitación fue mayor, hasta alcanzar en ambos flujos un valor estable a partir de volúmenes de precipitación de 10 mm. Los flujos de interceptación varían mucho en el rango de precipitación de 0 a 10 mm, haciendo más difícil la capacidad de predicción en las regiones semiáridas, ya que los eventos más frecuentes presentan una magnitud dentro de este rango. Eventos con más de 10 mm de precipitación son menos frecuentes, pero son los que concentran más volumen de precipitación en la base de los tallos, siendo durante estos eventos cuando las especies capaces de utilizar la escorrentía cortical como un mecanismo de adaptación a la aridez almacenan grandes volúmenes en profundidad. El porcentaje de escorrentía cortical alcanzó sus máximos en otoño e invierno, y sus mínimos en primavera y verano, al contrario que las pérdidas por interceptación, que fueron máximas en verano, salvo en *M. strasserii*, debido a su capacidad para desprenderse de la hoja en verano. Los resultados obtenidos en campo no se correspondieron con los observados en un experimento anterior realizado en laboratorio, especialmente en las pérdidas por interceptación, y en las especies *M. strasserii* y *R. sphaerocarpa*, debido a las diferencias morfológicas asociadas a la alta plasticidad fenotípica de la vegetación arbustiva. El impacto hidrológico de los arbustos es muy variable, dependiendo de la especie y de su capacidad para formar comunidades densas, lo que confiere a este tipo de vegetación gran interés en una región como la Mediterránea, donde el agua es un recurso escaso y la vegetación arbustiva está proliferando como consecuencia del abandono agrario.

*Palabras clave:* pérdidas por interceptación, escorrentía cortical, trascolación, caja de interceptación, arbustos, precipitación.





## Effects of different Mediterranean shrub vegetation: field experiments

García-Estringana, P.<sup>1</sup>, Alonso-Blázquez, N.<sup>1</sup>, Alegre, J.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Department of Agroenvironmental Research, Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA) Autovía A-2, Km. 38.2, 28800 Alcalá de Henares, Madrid, Spain

### Abstract

Little information is available about rainfall interception in Mediterranean shrub vegetation, due to technical difficulties to measure them in such small-sized vegetation. The aim of this work was to develop a device capable of recording automatically rainfall interception fluxes in different Mediterranean shrubs (*Retama sphaerocarpa*, *Colutea arborescens*, *Dorycnium pentaphyllum* and *Medicago strasseri*), using an adaptation of "interception flow collection box" designed by Belmonte Serrato and Romero Díaz (1998). The experiment was realized under natural rainfall conditions with live specimens among two years. This device allowed the automatic measurement of rainfall interception for rainfall intensities less than 7 mm h<sup>-1</sup>, a condition that was fulfilled in more than 90% of the events recorded in the study area. In order to assess the influence of biotic and abiotic factors on rainfall interception fluxes and their seasonal variation, twenty rainfall events, ten small-size events ( $P \leq 10$  mm) and ten major events ( $P > 10$  mm), were selected. Great differences were observed among species, with interception losses varying between 10% for *R. sphaerocarpa* to greater than 36% for *D. pentaphyllum* and *M. strasseri*, and with stemflow percentages changing between less than 11% for *D. pentaphyllum* and *M. strasseri* and 20% for *R. sphaerocarpa*. If species was the most important biotic factor, rainfall volume was the most significant abiotic factor. Stemflow percentages increased and interception losses percentages decreased as rainfall volume increased, both until a stable value reached when rainfall volume was greater than 10 mm. Stemflow and interception losses varied greatly in small events, consequently it is difficult to predict rainfall interception fluxes in semiarid regions, where small events are the most frequent ones. Rainfall volume events greater than 10 mm are much less frequent, but more rainfall is concentrated around the stem base, being during these events when species which used stemflow as an adaptive mechanism to aridity store water in deep soil layers. Stemflow reached their maximum values in autumn and winter, and their minimum values in summer, unlike interception losses, which were higher in summer, except for *M. strasseri* because it sheds all its leaves. Morphologic differences associated to high phenotypic plasticity of shrub vegetation made comparisons between field and a previous laboratory experiment more difficult, and results were different, especially for interception losses, and for *M. strasseri* and *R. sphaerocarpa*. Hydrologic impact of shrubs was very variable depending on the species, and its capacity to form dense communities. Therefore it makes this type of vegetation of great interest in the Mediterranean region, where water is a scarce resource and shrub vegetation is proliferating as a result of agricultural abandonment.

**Keywords:** interception loss, stemflow, throughfall, interception flow collection box, shrubs, rainfall.

## Introducción

Las gotas de lluvia impactan en las hojas y tallos de la vegetación: una parte se evapora durante el evento de precipitación o una vez finalizado (flujo de pérdidas por interceptación), mientras que otra parte llega al suelo escurriendo por los tallos hasta alcanzar la base de la planta (flujo de escorrentía cortical), bien goteando desde hojas y ramas (flujo de trascolación) o bien llega al suelo sin impactar con la cubierta (precipitación directa). De esta forma las plantas modifican el volumen y la forma en la que la precipitación llega al suelo, ya que el tamaño y la velocidad de las gotas cambian (Zinke, 1967) y su distribución espacial también, por causa del flujo de escorrentía cortical que concentra la precipitación en la base de la planta (Nulsen *et al.*, 1986; Martínez-Meza y Whitford, 1996; Llorens y Domingo, 2007).

La mayoría de los estudios de flujos de interceptación se han realizado en zonas de clima templado y tropical, principalmente en vegetación arbórea (Leonard, 1961; Cape *et al.*, 1991; Levia y Frost, 2003; Carlyle-Moses, 2004), siendo mucho más escaso el número de estudios en regiones semiáridas y áridas. En estas últimas abundan las especies vegetales de escaso porte que no siempre forman comunidades densas, en ocasiones con coberturas por debajo del 30 % (Dunkerley, 2008a), razones por las que se ha despreciado la importancia de este tipo de vegetación. Pero en numerosos estudios se observa que este tipo de vegetación puede tener efectos similares o mayores que los de la vegetación de clima templado y tropical. En regiones semiáridas y áridas las pérdidas por interceptación oscilan entre un 13% y un 50 % de la precipitación incidente, valores semejantes a los obtenidos en clima templado (9.7%-48%) y tropical (7.2%-50%; Schellekens *et al.*, 2000; Carlyle-Moses, 2004). La escorrentía cortical oscila para las regiones semiáridas y áridas entre un 0.8% y un 45% de la precipitación incidente, valores más altos y en un rango más amplio que el observado en regiones templadas (0.4%-15.7%), o tropicales (0.6 %-13.6 %) (Levia y Frost, 2003).

En las regiones semiáridas y áridas hay una mayor diversidad de especies vegetales. Por ejemplo, en la región Mediterránea existen 25000 especies vegetales frente a las 6000 especies de la región templada europea (Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2000). Esta gran diversidad hace aún más interesante el estudio de los flujos de interceptación en este tipo de regiones. Además, en contra de lo que sucede en regiones templadas o tropicales, el agua es un recurso escaso: la precipitación anual es pequeña, los eventos de precipitación son de corta duración, aportan poco volumen de precipitación, son de pequeña intensidad y suelen tener

muchas interrupciones (Schellekens *et al.*, 2000; Cecchi *et al.*, 2006; Dunkerley, 2008a), lo que favorece la evaporación. En estas condiciones, la importancia hidrológica y ecológica de los flujos de interceptación es aún mayor.

Todas estas razones han hecho que se incremente el número de estudios en las regiones áridas y semiáridas, sobre los efectos de la vegetación en los flujos de interceptación. Pese al incremento en el número de estudios hay un desequilibrio en el tipo de vegetación estudiada. En su revisión de los estudios realizados en la cuenca Mediterránea europea, Llorens y Domingo (2007) constataron que el 89% se realizaron en árboles y sólo un 11% en arbustos. Esto resulta contradictorio, ya que la vegetación más característica de este tipo de regiones son los arbustos (Naveh y Whittaker, 1979; Tomaselli, 1981; Kummerow, 1989). En la Península Ibérica los arbustos ocupan cerca del 20% del territorio (MAPYA, 2002). El menosprecio de la importancia de la vegetación arbustiva y la dificultad técnica para medir los flujos de interceptación en los arbustos son las razones que explican el escaso número de estudios. Sin embargo cada vez hay más estudios que ponen de manifiesto que los arbustos pueden provocar pérdidas por interceptación muy elevadas y derivar grandes volúmenes de agua a través de escorrentía cortical (Mauchamp y Janeau, 1993; Martínez-Meza y Whitford, 1996). Las dificultades técnicas aparecen, sobre todo, en la medida de la trascolación: en superficies arboladas se mide colocando diferentes recipientes o pluviómetros bajo la cubierta de los árboles (Cape *et al.*, 1991; Crockford y Richardson, 2000), pero en los arbustos esto no es siempre posible por su escaso porte (Tromble, 1988). No obstante, hay autores que han conseguido medirlo de esta forma (Pressland, 1973; Nívar y Bryan, 1990; Domingo *et al.*, 1998; Carlyle-Moses, 2004), pero son necesarios arbustos de gran porte, con los límites bien definidos, siendo imposible aplicar esta técnica en arbustos de porte rastrero (García-Estrígana *et al.*, 2010a).

La solución técnica más empleada en la bibliografía es, lo que se denomina "caja de interceptación". Consiste en una superficie impermeable, colocada por debajo de la proyección aérea de la cubierta de los arbustos que recoge el agua que gotea de las ramas y hojas y la canaliza hacia un depósito para su posterior medida. Mediante un balance hídrico, de entradas (precipitación que cae sobre la planta) y de salidas (trascolación, escorrentía cortical, precipitación directa y pérdidas por interceptación), se pueden calcular las pérdidas por interceptación. Este sistema ya fue empleado por Merriam (1961), midiendo conjuntamente la trascolación y la escorrentía cortical. Mauchamp y Janeau (1993) emplearon cemento como superficie impermeable dejando

un drenaje de 0.1 m<sup>2</sup> en la base de la planta canalizando la escorrentía cortical hacia otro depósito, midiendo de esta forma por separado la trascolación y la escorrentía cortical en *Flourensia cernua*. Belmonte Serrato y Romero Díaz (1998) perfeccionaron la técnica, estimando la precipitación que llegaba al suelo sin impactar con la planta (precipitación directa) mediante fotografías ortogonales y análisis de imágenes, obteniendo el porcentaje de cobertura y asumiendo dos condiciones: la precipitación cae de forma completamente vertical y la vegetación no se comba con el peso del agua almacenada. De esta forma pudieron diferenciar la trascolación de la precipitación directa. A pesar de que estos supuestos tienen inconvenientes (Dunkerley, 2000), el trabajo de Belmonte Serrato y Romero Díaz (1998) supuso un avance significativo para el cálculo directo de los flujos de interceptación en especies de arbustos de muy pequeño porte, como *Thymus vulgaris* y *Rosmarinus officinalis*, con los ejemplares vivos y en condiciones naturales.

Dunkerley (2008a) utilizó la "caja de interceptación" para medir las tasas de evaporación durante eventos de precipitación y para ello aplicó precipitación simulada de diferentes características. Este autor redujo notablemente los errores instrumentales. Pero sin duda alguna, la gran aportación de los estudios de este autor es que midió las pérdidas por interceptación, teniendo en cuenta las elevadas tasas de evaporación de las regiones semiáridas y que pueden oscilar entre 3 y 8 mm h<sup>-1</sup>. La "caja de interceptación" permite medir las pérdidas por interceptación de manera directa, teniendo en cuenta no sólo el almacenamiento, sino también la evaporación (Pressland, 1973; Nívar y Bryan, 1990; Belmonte Serrato y Romero Díaz, 1998; Dunkerley, 2008a).

La "caja de interceptación" permite trabajar en condiciones reales de campo, con el arbusto vivo, mejorando la comprensión de la influencia de las características de la precipitación y de la atmósfera (factores abióticos), de las características de la vegetación (factores bióticos) y de la interacción de ambos, por ejemplo midiendo los flujos de interceptación en las diferentes estaciones del año. Los principales modelos de interceptación tienen en cuenta los factores bióticos, ya que estos influyen en la capacidad de almacenamiento y en la redistribución vertical del flujo que atraviesa la cubierta (Rutter *et al.*, 1975; Gash, 1979; Calder, 1986) pero también tienen en cuenta los factores abióticos, que controlan las condiciones de la precipitación y de la evaporación (Muzylo *et al.*, 2009). En la bibliografía se encuentran estudios en condiciones controladas para estudiar la influencia de los factores bióticos (Aston, 1979; Crockford y Richardson, 1990; Monson *et al.*, 1992; García-

Estringana *et al.*, 2010a) y la influencia de algunos factores abióticos (Keim *et al.*, 2006; Dunkerley, 2008a). La caja de interceptación permite observar lo que sucede en la realidad, complementando la información de los estudios en condiciones controladas.

La influencia de los factores abióticos en los flujos de interceptación se ha estudiado desde que Horton (1919) diera los primeros pasos, cuando observó que las pérdidas por interceptación estaban relacionadas con la duración y la evaporación durante el evento. En los siguientes 50 años aparecieron estudios que constataron la importancia del volumen de precipitación en las pérdidas por interceptación (Helvey y Patrick, 1965), y de la intensidad como un parámetro que influía no sólo en las pérdidas por interceptación sino en la escorrentía cortical (Zinke, 1967; Jackson, 1975). En la década de los 70 se desarrollaron los principales modelos de interceptación: Rutter *et al.* (1971; 1975) elaboraron un modelo conceptual en el que la evaporación tenía un peso muy importante, mientras que Gash (1979) desarrolló un modelo cuya principal mejora fue la representación de la entrada de precipitación como una serie de eventos discretos separados por intervalos de tiempo suficientemente largos para que la cubierta se seque completamente. Este supuesto separa claramente los factores bióticos de los abióticos, ya que introduce explícitamente en las ecuaciones las características de la precipitación y las variables meteorológicas. Estos dos grandes modelos y los posteriores tienen en cuenta los factores abióticos: determinadas propiedades de los eventos de precipitación, principalmente el volumen, la duración y la intensidad, y variables meteorológicas en los momentos previos, durante y después del evento, como la temperatura, la humedad relativa del aire, la radiación, la velocidad y dirección del viento.

El desarrollo técnico de las últimas décadas ha permitido la medida automática de las variables meteorológicas e hidrológicas, disponiendo de una resolución temporal muy valiosa para el estudio de los efectos abióticos y su aplicación en modelos hidrológicos (Hastings *et al.*, 2005; Van Dijk *et al.*, 2005). Este tipo de registros permite aislar perfectamente cada evento de lluvia, pudiendo calcular valores de intensidad instantánea, intervalos de tiempo durante el evento sin lluvia, intervalos de tiempo entre un evento y otro, pudiendo relacionar los flujos de interceptación con características muy concretas de la precipitación o de la meteorología. A pesar de las ventajas de la automatización, Llorens y Domingo (2007) observaron que tan sólo un 6% de los 90 estudios que revisaron en Europa midieron los flujos de interceptación de forma automática.

Son numerosos los trabajos que analizan la relación del volumen de la precipitación, la intensidad, las tasas de evaporación. Muchos de ellos se han realizado aplicando precipitación simulada, con la finalidad de poder comparar diferentes intensidades, volúmenes de precipitación. Debido a la dificultad de simular bajas intensidades, muchos trabajos de simulación se han realizado en condiciones de alta intensidad (Schlesinger *et al.*, 1999; Keim *et al.*, 2006). Este tipo de experimentos permite comparar tratamientos, pero no permite considerar las pérdidas por interceptación en condiciones más próximas a la realidad de las regiones semiáridas y áridas, donde los eventos más comunes presentan rangos de intensidad que oscilan entre 0.5 y 5 mm h<sup>-1</sup> (Dunkerley, 2008a). Este autor consiguió simular precipitaciones de 5 mm h<sup>-1</sup> y así poder tener en cuenta rangos más reales de intensidad. Los estudios de campo en condiciones naturales también permiten calcular los flujos de interceptación en eventos de baja intensidad.

Los objetivos de este capítulo fueron: (i) desarrollar un dispositivo ("caja de interceptación") capaz de registrar de forma automática los flujos de interceptación en arbustos de pequeño porte en condiciones naturales; (ii) estudiar los flujos de interceptación en 4 especies de arbustos mediterráneos de características muy diferentes; (iii) estudiar la influencia de los factores abióticos (volumen de precipitación, duración, intensidad, temperatura del aire y humedad relativa del aire) y de los factores bióticos (área de proyección ortogonal, altura, diámetro basal, biomasa y ángulo) sobre los flujos de interceptación; (iv) estudiar la estacionalidad de los flujos de interceptación; (v) comparar los resultados obtenidos en condiciones de campo con el trabajo anterior realizado en condiciones controladas (García-Estringana *et al.*, 2010<sup>a</sup>, Capítulo 4).

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

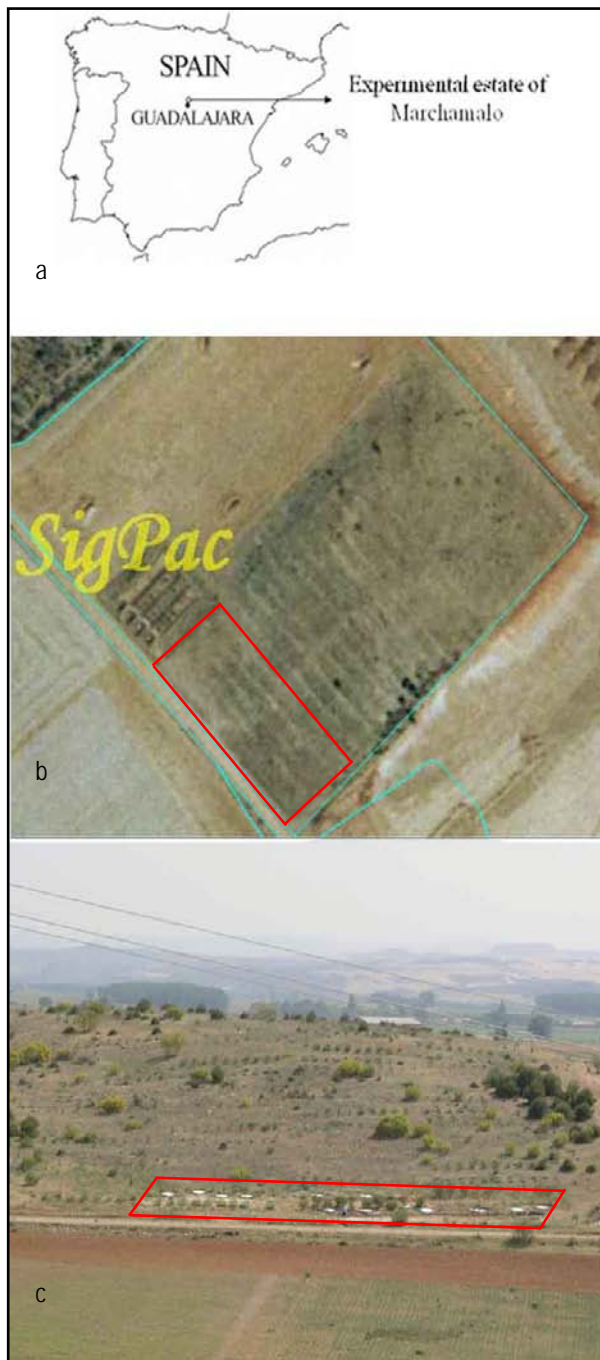
El estudio se llevó a cabo en una estación experimental de Guadalajara, en el centro de la Península Ibérica (40°41'0"N; 3°12'26"W) a una altitud de 650 m (Figura 5.1). El clima es mediterráneo, frío, semiárido, con una precipitación media anual de 416 mm y una temperatura media de 13.4°C. Hay un déficit hídrico de 430 mm y 70 días de heladas al año. Bajo estas condiciones el pastizal crece principalmente durante la primavera, se marchita en verano y tiene un lento e irregular crecimiento en otoño. Se seleccionó un área con un 12.5% de pendiente, que previamente había sido utilizada para cultivo de cereal. El uso agrícola se abandonó 13 años antes del comienzo de

los experimentos y se desarrollaron pastizales típicos de las etapas de sucesión de los bosques de encinas mediterráneas (*Quercus ilex* L. y *Quercus faginea* L.). Estos pastizales dominados por herbáceas anuales y algunos ejemplares del arbusto *Retama sphaerocarpa* L., característicos de la Península Ibérica, han sido descritos por López-Pintor *et al.* (2003).

### Material vegetal

El estudio se realizó en 4 especies de arbustos mediterráneos (Figura 5.2). *Retama sphaerocarpa* es una especie que apenas tiene hojas, de tallos finos, flexibles y fotosintéticos que forman una cubierta aérea poco densa y en forma de cono invertido. *Colutea arborescens* es un arbusto de hoja caduca, de tallos muy gruesos, poco ramificado, que forma una cubierta muy dispersa y poco densa. *Dorycnium pentaphyllum* es un arbusto perennifolio, de tallos muy finos, que puede presentar diferentes morfologías y tamaños en la naturaleza. En el presente estudio se seleccionó un ecotipo de porte rastrero, ampliamente ramificado desde la base, que forma una cubierta densa con una forma semiesférica. *Medicago strasseri* es una especie similar a la alfalfa leñosa (*Medicago arborea*) con un alto valor forrajero especialmente en las regiones donde la precipitación es escasa (Rosato *et al.*, 2008). Es un arbusto de hoja perennifolia, pero que durante condiciones de stress hídrico, como el verano, se desprende de las hojas. Crece erecta y está ampliamente ramificada desde su base, formando una copa densa. La forma de su copa se asemeja a un cono invertido o a una semiesfera. Una descripción más detallada se encuentra en García-Estringana *et al.* (2010a).

Las plantas se inocularon con *Rhizobium* aislados de sus mismos lugares de procedencia de acuerdo a los procedimientos descritos por González-Andrés *et al.* (2005). Se cultivaron en contenedores forestales de 150 ml en condiciones de invernadero durante un período de 7 meses. Después de este período se realizó una plantación en el área de estudio (Figura 5.1b y 5.1c). Cada especie se plantó formando una doble fila de 15 metros de longitud y a un marco real de 1.5 x 1.5 metros de separación. En las filas de plantación se aplicó una mezcla de herbicidas (Ronstar + Goal) y no se realizó ninguna otra labor de tipo mecánico, salvo una simple apertura manual de hoyos. Para evitar los daños causados por los herbívoros se cercó la parcela y se instalaron protectores. Cuatro años más tarde, en 2005, se seleccionaron 3 ejemplares de cada una de las especies para estudiar los flujos de interceptación. El estudio se llevó a cabo entre marzo de 2005 y abril de 2007.



**Figura 5.1.** Localización de las parcelas (a), y ladera en la que se realizó la plantación con arbustos mediterráneos y en la que se instalaron las parcelas experimentales en algunos de los ejemplares utilizados en la restauración: vista aérea (b) y vista frontal (c).

Para simplificar la determinación de la escorrentía cortical, se seleccionaron los ejemplares en los que el tallo basal estuviera más diferenciado. Para preservar la estructura del tallo basal y poder instalar correctamente el dispositivo de medida de escorrentía cortical se cortó periódicamente los brotes basales durante los 6 meses previos al comienzo del ensayo.

### Factores bióticos

En cada uno de los arbustos se midió la altura (H), el diámetro basal (DB), el área de proyección de la cubierta determinado a partir del diámetro medio de la copa (A) y su valor real calculado a partir de imágenes ortogonales ( $A_0$ ). Para ello se tomaron fotografías ortogonales situando la cámara a 3 metros de altura, con una superficie blanca bajo la vegetación para generar un buen contraste, y así facilitar la selección de la superficie cubierta mediante el software Adobe Photoshop CS®. Se calculó la proporción de superficie cubierta mediante el analizador de imágenes Delta T Service® con el software WinDias®. El procedimiento de toma de imágenes y posterior análisis está descrito en el Anexo 3 de la tesis. También se midió el ángulo de los tallos y las ramas a partir de imágenes de perfil tomadas a una distancia de 2.5 m. Como se trabajó en condiciones de campo, con los arbustos vivos, se midieron estos parámetros periódicamente cada 3 meses durante todo el período de ensayo.

La biomasa fresca total (BFT) se estimó a partir del área de proyección de la cubierta (A) mediante las ecuaciones de regresión:

$$R. \textit{sphaerocarpa} \quad (n=13, R^2 = 0.70); \quad BFT_{RS} = 1.24 A - 0.16 \quad \text{Eq. (5.1)}$$

$$C. \textit{arborescens} \quad (n=9, R^2 = 0.78); \quad BFT_{Ca} = 1.27 A + 0.05 \quad \text{Eq. (5.2)}$$

$$D. \textit{pentaphyllum} \quad (n=10, R^2 = 0.92); \quad BFT_{Dp} = 1.11 A - 0.02 \quad \text{Eq. (5.3)}$$

$$M. \textit{strasseri} \quad (n=16, R^2 = 0.93); \quad BFT_{Ms} = 2.36 A - 0.43 \quad \text{Eq. (5.4)}$$

Los datos necesarios para calcular las ecuaciones de regresión se obtuvieron de los arbustos utilizados durante los ensayos de interceptación realizados en laboratorio (García-Estringana *et al.*, 2010a) y los ensayos de erosión (García-Estringana *et al.*, 2010b).

La Tabla 5.1 muestra los valores medios de los parámetros biométricos obtenidos durante todo el período de ensayo en cada una de las especies. A partir de las imágenes y medidas realizadas durante los dos años del período experimental se determinaron las variaciones estacionales de la superficie ortogonal ( $A_0$  y A) cubierta por la copa de los arbustos (Figura 5.3).

### Factores abióticos y características de los eventos estudiados.

Para medir la precipitación se empleó un pluviómetro automático de balancín "Rain Collector modelo 7852 Davis™", con una resolución de 0.2 mm. Se registró el



volumen total de precipitación de cada evento (P), su duración, la intensidad media (I) y la intensidad instantánea máxima alcanzada durante el evento ( $I_0$ ). También se midió la temperatura (T) del aire y su humedad relativa (HR) con un registrador automático HOBO Pro® provisto de un protector de radiación solar RS1® y un protector de lluvia RS2 (Figura 5.4). El pluviómetro sólo registró durante cada evento de lluvia, mientras que el sensor de humedad relativa y temperatura hizo un registro en continuo a intervalos de una hora. La duración de los eventos de lluvia se estableció de acuerdo a los criterios más habituales de la bibliografía. Para definir el inicio y el final de cada evento de lluvia se consideró necesario un período mínimo de 8 horas sin registro de lluvia (Dunkerley, 2008b), suficiente para que la cubierta vegetal se seque, y permita que los eventos puedan considerarse independientes.

Para el estudio de los flujos de interceptación se seleccionó una muestra de 20 eventos de precipitación, con intensidad media e intensidad instantánea máxima inferior a 7 mm h<sup>-1</sup>. La magnitud de los eventos puede tener una notable

influencia sobre los flujos de interceptación (Li *et al.*, 2008 y 2009; Dunkerley, en prensa). Para analizar este fenómeno se subdividió la muestra en dos: una representativa de los eventos pequeños (diez eventos con  $P \leq 10$  mm) y otra representativa de los eventos grandes (diez eventos con  $P > 10$  mm). Las características concretas de cada uno de los eventos figuran en la Tabla 5.5.

En la muestra de eventos pequeños la precipitación osciló entre 1.0 mm y 10 mm, y la duración entre 0.4 h y 20.6 h. La intensidad media fue menor de 1 mm h<sup>-1</sup>, excepto en dos eventos con valores de 3.0 mm h<sup>-1</sup> y 4.7 mm h<sup>-1</sup>. El rango de variación fue mayor para la intensidad instantánea máxima con valores que oscilaron entre 1.0 mm h<sup>-1</sup> y 7.0 mm h<sup>-1</sup>. La temperatura del aire varió entre 3.1°C y 22.3°C, y la humedad relativa entre el 63.1% y el 99.5%. En los eventos grandes la precipitación osciló entre 11.6 mm y 29.4 mm. En todos los casos la duración fue superior a 15 horas y la intensidad media inferior a 1.1 mm h<sup>-1</sup>. La intensidad instantánea máxima osciló

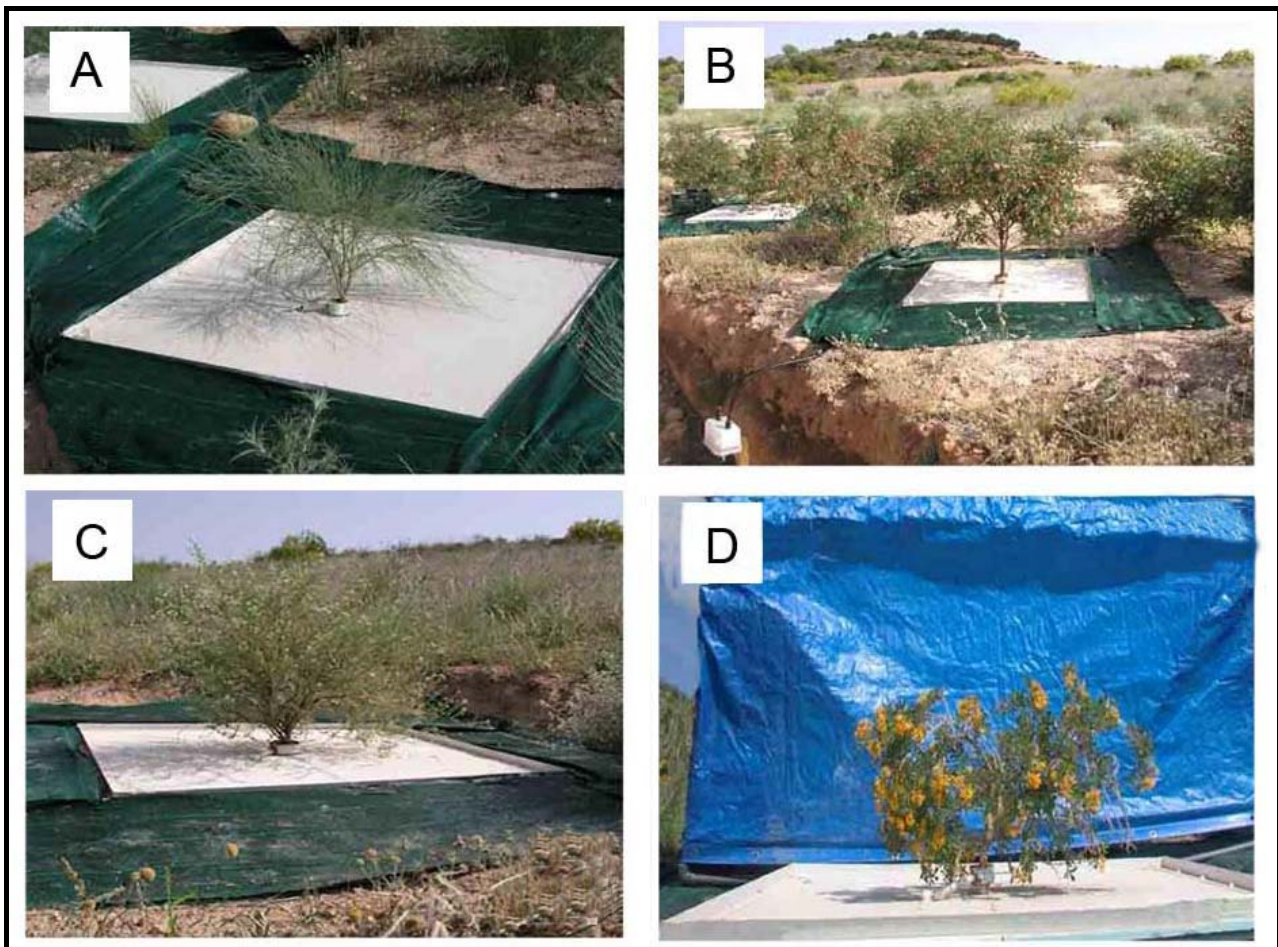
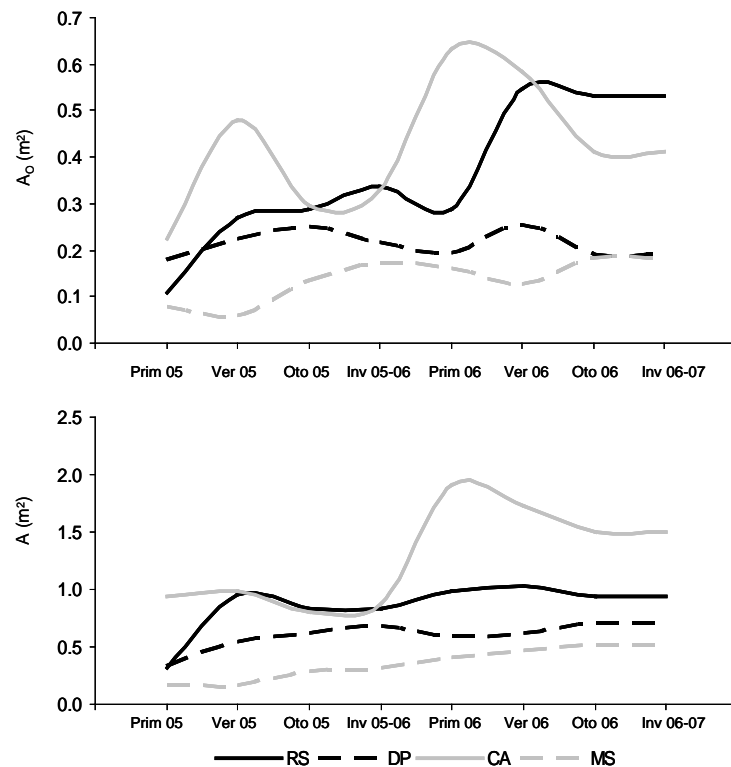


Figura 5.2. Caja de interceptación en los diferentes tratamientos vegetales: (A) *R. sphaerocarpa*; (B) *C. arborescens*; (C) *D. pentaphyllum*; (D) *M. strasseri*

**Tabla 5.1.** Características de los arbustos empleados en los ensayos de interceptación. Valores medios de todo el período de ensayo ( $\pm$  Error estándar) de la altura media (H), el diámetro basal (DB), el área de proyección ortogonal determinada a partir del diámetro medio de la copa (A) y de su valor real ( $A_o$ ), de la biomasa fresca total (BFT) y del ángulo de las ramas (Ángulo).

Especie estudiada	H (m)	DB (mm)	A (m <sup>2</sup> )	A <sub>o</sub> (m <sup>2</sup> )	BFT (Kg)	Ángulo (°)
<i>R. sphaerocarpa</i>	0.9 $\pm$ 0.2	36.0 $\pm$ 3.6	0.85 $\pm$ 0.10	0.36 $\pm$ 0.03	0.902 $\pm$ 0.130	52.1 $\pm$ 0.7
<i>C. arborescens</i>	1.5 $\pm$ 0.1	40.0 $\pm$ 2.8	1.28 $\pm$ 0.09	0.42 $\pm$ 0.03	1.678 $\pm$ 0.109	51.0 $\pm$ 0.6
<i>D. pentaphyllum</i>	0.7 $\pm$ 0.1	25.6 $\pm$ 5.5	0.60 $\pm$ 0.11	0.21 $\pm$ 0.05	0.650 $\pm$ 0.124	42.8 $\pm$ 1.1
<i>M. strasserii</i>	0.5 $\pm$ 0.1	19.1 $\pm$ 4.1	0.36 $\pm$ 0.06	0.14 $\pm$ 0.03	0.436 $\pm$ 0.098	44.1 $\pm$ 0.9



**Figura 5.3.** Variaciones estacionales en la proyección del área ortogonal determinada a partir de análisis de imagen ( $A_o$ ) y a partir del diámetro medio de la copa ( $A$ ). *Retama sphaerocarpa* (RS), *Dorycnium pentaphyllum* (DP), *Medicago strasserii* (MS) y *Colutea arborescens* (CA).

entre 2.6 mm h<sup>-1</sup> y 6.5 mm h<sup>-1</sup>. La temperatura del aire varió entre 3.3°C y 15.6°C. La humedad relativa del aire fue en todos los casos superior al 89.5%.

Para estudiar la estacionalidad de los flujos de interceptación, los 20 eventos seleccionados se agruparon por estaciones del año. Para comparar los resultados obtenidos en invernadero en condiciones controladas, aplicando una precipitación de 13 mm (García-Estringana *et al.*, 2010a) con los resultados de campo obtenidos en condiciones naturales, se emplearon los eventos seleccionados mayores de 10 mm. Por un lado se comparó la capacidad de almacenamiento medida en laboratorio con el volumen necesario para generar

escorrentía cortical y las pérdidas por interceptación medidas en campo, y por otro lado se comparó la proporción de escorrentía cortical medida en laboratorio y en campo.

Para estudiar la relación entre el volumen de precipitación y el volumen de escorrentía cortical, se utilizaron todos los eventos de precipitación (n = 179).

#### Simulación del impacto hidrológico de los arbustos.

Con la finalidad de estimar el efecto hidrológico de los flujos de interceptación de los arbustos, se analizaron los eventos de precipitación durante un período de tiempo (entre el 9 de julio de 2001 y el 31 de octubre de 2002, y entre el 19 de octubre

de 2003 y el 21 de abril de 2007). Los eventos se clasificaron según el volumen de precipitación ( $\leq 10$  mm y  $P > 10$  mm), y así poder aplicar los diferentes porcentajes de escorrentía cortical y de pérdidas por interceptación para cada especie según la magnitud de precipitación. Entre los eventos cuya precipitación fue inferior a 10 mm, se agruparon aquellos cuya precipitación fue inferior al umbral de precipitación necesario para generar escorrentía cortical, diferente según la especie.

#### *Cajas de interceptación*

Se empleó una adaptación del dispositivo "caja de interceptación" descrito por Belmonte Serrato y Romero Díaz (1998) que se puede observar en la Figura 5.4. Se colocó una superficie cuadrangular impermeable de poliestireno extruido de alta densidad, de 1.44 m<sup>2</sup>. Este material es inerte, ligero, liso, rígido, con un bajo coeficiente de dilatación y una elevada resistencia térmica. Se recubrió con pintura plástica impermeable, para favorecer que el agua escurriera y evitar que se encharcase antes de llegar al drenaje. Todo el perímetro se rodeó de un perfil en "L", de aluminio, para que la trascolación y la precipitación directa no desbordase y pudiera ser conducida hacia el orificio de drenaje, situado en una de las esquinas, que canalizaba estos flujos hacia un depósito. Para recoger la escorrentía cortical se instaló un doble anillo impermeable en el tallo basal de las plantas, construido con poliestireno, con un drenaje que conducía el agua a otro depósito diferente (Figura 5.4 y Figura 5.5B). El colector de escorrentía cortical se sustituyó periódicamente, adaptándolo al crecimiento del tallo. Las juntas de la "caja de interceptación", los orificios de drenaje y el colector de escorrentía cortical se sellaron con silicona RTV-159 (General Electric Bayer Silicones®),

estable en condiciones de campo (radiación y variación de temperaturas). Una descripción más detallada de la técnica se encuentra en el Anexo 2.

Con la finalidad de estudiar los flujos de interceptación con una resolución temporal detallada, el agua procedente de la trascolación y la precipitación directa, y el agua procedente de la escorrentía cortical, pasaron por un sistema de registro automático antes de ser almacenadas en depósitos. El sistema estuvo compuesto por un pluviómetro electrónico de autovaciado (Rain-o-matic® Pronamic, Denmark), cuyos registros quedaron almacenados en un Data Logger Hobbo Event®, Onset Computer's Corp. (Figura 5.4). Este sistema, con una

cucharilla de 5 ml, fue capaz de registrar con precisión caudales siempre que estos no superaran los 10 l h<sup>-1</sup>. Una precipitación de intensidad superior a 7 mm h<sup>-1</sup>, en una superficie de 1.44 m<sup>2</sup>, genera caudales superiores a 10 l h<sup>-1</sup> y por tanto una intensidad como esta fue el límite de registro del sistema para la trascolación y la precipitación directa. El registro de la escorrentía cortical no estuvo limitado por la técnica, ya que sus caudales fueron mucho menores.

Para determinar el flujo de trascolación y la precipitación directa, se empleó análisis de imágenes (Belmonte Serrato y Romero Díaz, 1998). Se puede encontrar información más detallada en el apartado "Factores bióticos" y en el Anexo 3, donde se describe la técnica digital empleada.

#### *Balance hídrico*

El funcionamiento de la "caja de interceptación" se basó en el balance hídrico del sistema formado por la caja y la cubierta vegetal:

$$\text{Entradas} = \text{Salidas} + \text{Pérdidas} \quad (\text{Eq. 5.5})$$

Entradas: la precipitación (P) fue la única entrada de agua al sistema.

Salidas: las pérdidas por interceptación (I), la escorrentía cortical (EC), y la trascolación (TR) y la precipitación directa (PD).

Pérdidas: se produjeron en las superficies de la caja de interceptación y el colector de escorrentía cortical, que de forma inevitable retienen y almacenan una cantidad de agua. Son las pérdidas asociadas al diseño del sistema de medida (Error de medición).

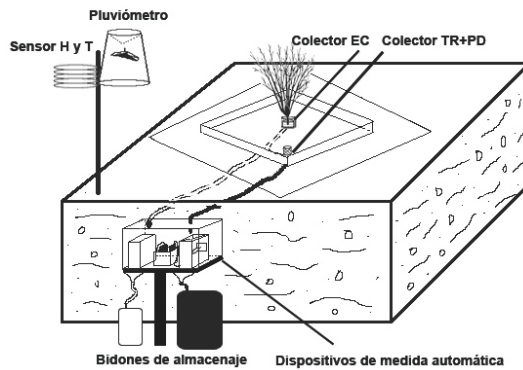
Por tanto se puede representar la ecuación (Eq. 5.5) del siguiente modo:

$$P = (I + TR + PD + EC) - \text{Error} \quad (\text{Eq. 5.6})$$

El sistema experimental permitió medir la precipitación, el flujo de EC y los flujos de TR y PD y calcular el error instrumental cometido. Por eso a partir de la ecuación (Eq. 5.6) se pudieron obtener las pérdidas por interceptación mediante:

$$I = P - (TR + PD) - EC + \text{Error} \quad (\text{Eq. 5.7})$$





**Figura 5.4.** Esquema de la "caja de interceptación". Una superficie impermeable bajo la cubierta vegetal recogió la trascolación (TR) y la precipitación directa (PD), y un colector de doble anillo recogió la escorrentía cortical (EC). El agua de ambos flujos (TR+PD y EC) fue canalizada hacia depósitos independientes, pasando previamente por un pluviómetro de autovaciado automático y un Data Logger que almacenó la información de la dinámica del proceso. Un pluviómetro automático permitió medir la precipitación que entró al sistema. Los sensores de humedad relativa (HR) y temperatura (T) del aire registraron los valores de estas variables antes, durante y después de cada evento de lluvia.

El error asociado a las pérdidas de agua en el colector de escorrentía cortical se consideró despreciable ya que tiene una superficie muy pequeña. El error asociado a la superficie de las cajas de interceptación se corrigió instalando 3 "cajas testigo", exactamente iguales que las que se utilizan con la vegetación pero sin arbustos en su interior (Figura 5.5). Para obtener las pérdidas por interceptación, bastó con calcular la diferencia entre el volumen medio recogido en las parcelas testigo y el volumen de trascolación, precipitación directa y escorrentía cortical de la parcela tratamiento que se analizó. Al realizar la diferencia, el error debido al sistema de medida quedó neutralizado.

Se realizó una descripción del conjunto de los eventos registrados y su relación entre el volumen de precipitación y el volumen de escorrentía cortical, de la cual se obtuvo el volumen necesario para el inicio de la escorrentía cortical ( $V_{0EC}$ ). Para el resto del trabajo se emplearon los 20 eventos de precipitación seleccionados que cubrieron el rango de precipitación registrado durante el período de estudio.

#### *Análisis estadísticos*

Las diferencias en los flujos de interceptación (TR, EC e I) atribuibles a la especie vegetal se evaluaron mediante análisis de varianza. Cuando el ANOVA detectó diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) las medias se compararon mediante el test de Scheffé. Se estudió la relación de los factores abióticos (P, I,  $I_0$ , T y HR) y bióticos (H, DB, A,  $A_0$ , BFT,

Ángulo) con los flujos de interceptación (TR, EC, I) en valor absoluto (mm) y en valor relativo (% de la precipitación incidente) mediante análisis de correlación de Pearson. El estudio de las correlaciones se realizó para el conjunto de las especies. Para determinar las variables con mayor influencia sobre los flujos de interceptación (las que más varianza explicaron) se utilizó un modelo de regresión múltiple "stepwise". Para establecer relaciones entre los flujos de interceptación y las variables con mayor influencia se utilizó el modelo lineal general. Las diferencias estacionales en los flujos e interceptación (TR, EC e I) en cada especie se evaluaron mediante análisis de varianza. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software SPSS 15.0

## **Resultados y discusión**

### *Descripción de los eventos*

Durante los 26 meses de estudio, se registraron 179 eventos de precipitación que aportaron 733.4 mm (Tabla 5.2). La precipitación en la zona de estudio tuvo características típicas de regiones semiáridas y áridas, donde la mayoría de los eventos son pequeños, menores de 10 mm, y casi todos de intensidad muy ligera (Dunkerley, 2008a). Los eventos mayores de 10 mm fueron poco frecuentes y los de alta intensidad sólo se produjeron esporádicamente. El volumen de precipitación osciló entre 0.2 mm y 41.6 mm, con un valor medio de 4.1 mm. Ochenta eventos fueron menores de 1 mm, 74 eventos aportaron una precipitación entre 1 y 10

mm. El 86% de los eventos aportaron una precipitación menor o igual a 10 mm aportando el 38.6% de la precipitación total registrada. Tan sólo 25 eventos fueron mayores de 10 mm aunque aportaron el 61,4% de la precipitación total. La intensidad media de la mayoría de los eventos fue menor de 2 mm h<sup>-1</sup>, el 91% de los eventos fueron ligeros o muy ligeros. Solo un 4% de los eventos tuvieron una intensidad superior a los 5 mm h<sup>-1</sup>, y no se registró ningún evento de intensidad extrema (Tabla 5.2). Como se ha indicado en el apartado anterior, la "caja de interceptación" registró la dinámica de los flujos de interceptación para eventos con intensidad igual o inferior a 7 mm h<sup>-1</sup>. En los 26 meses del periodo de estudio sólo 8 eventos tuvieron una intensidad media superior a los 7 mm h<sup>-1</sup> y 15 eventos tuvieron una intensidad instantánea máxima superior a los 7 mm h<sup>-1</sup> durante más de 5 minutos. Para estos 15 eventos, que aportaron 163.8 mm (un 22% de la precipitación), el dispositivo experimental no permitió registrar de manera automática los flujos de interceptación.

El estudio se realizó durante un período seco en el que la precipitación media anual fue un 24% menor que la media registrada entre 1999 y 2005. Especialmente secos fueron los años 2005 y 2006, con una media anual de 250.0 y 264.2 mm. La mayor parte de los meses del período de estudio fueron más secos de lo habitual, especialmente los meses de septiembre y diciembre (Tabla 5.3). Las características medias de los eventos de lluvia y sus características estacionales están recogidas en la Tabla 5.4. La primavera y el otoño fueron las estaciones con mayor número de eventos, mientras que en verano se produjeron sólo 19 eventos que dejaron un 7.7% de la precipitación total. Los eventos otoñales fueron los más largos y los que aportaron más precipitación, con medias de 11 h y 6.6 mm por evento respectivamente, y los veraniegos los más cortos e intensos con una duración media de 5.1 h y una intensidad media de 2.1 mm h<sup>-1</sup>. La precipitación media de los eventos veraniegos fue de 3.0 mm, muy parecida a la de un evento típico de invierno o primavera, y su intensidad instantánea (10.9 mm h<sup>-1</sup>) muy superior a la observada en el resto de estaciones. La humedad relativa del aire y la temperatura durante los eventos de lluvia fue del 65.4% en verano, mucho menor que en primavera (83.7%), en otoño (93.7%) e invierno (95.4%). La temperatura media del aire durante los eventos de lluvia en verano (21.0°C) fue mucho mayor que en primavera (12.2°C), otoño (10.0°C) e invierno (4.7°C). Las características de los 20 eventos utilizados en el estudio de los flujos de interceptación se encuentran en la Tabla 5.5:

### Flujos de interceptación

La especie vegetal tuvo un efecto muy significativo sobre la trascolación ( $p < 0.001$ ), la escorrentía cortical ( $p < 0.001$ ) y las pérdidas por interceptación ( $p < 0.001$ ). Se observó un amplio rango de valores de los flujos de interceptación, sobre todo para la escorrentía cortical y la interceptación (Figura 5.6). Esta elevada variabilidad, vinculada a la especie vegetal, también se ha puesto de manifiesto en otros trabajos de campo realizados con arbustos en regiones de clima árido y de clima mediterráneo (Tromble, 1988; Belmonte Serrato y Romero Díaz, 1998; Domingo *et al.*, 1998; Levia y Frost, 2003).

La trascolación en *R. sphaerocarpa* (70%) fue significativamente mayor que en *C. arborescens* (59%), *D. pentaphyllum* (53%) y *M. strasserii* (50%). Las especies con mayor densidad de biomasa aérea (García-Estringana, 2010b), *D. pentaphyllum* y *M. strasserii*, dieron valores de trascolación menores y relativamente próximos a los observados (40-45%) en otros arbustos de copa densa como *Juniperus oxycedrus* (Belmonte Serrato y Romero Díaz, 1998) o *Anthyllis cytisoides* (Domingo *et al.*, 1998). *R. sphaerocarpa* debido a su escasa densidad de cobertura aérea presentó un valor de trascolación elevado y semejante al observado por Domingo *et al.* (1998), en la misma especie.

Los arbustos con menor escorrentía cortical fueron *M. strasserii* (7%) y *D. pentaphyllum* (11%), diferenciándose de *C. arborescens* (16%) y de *R. sphaerocarpa* (20%). La escorrentía cortical en *M. strasserii* y *D. pentaphyllum* fue muy parecida a la de especies típicas de la misma zona de estudio, como *Cistus laurifolius*, con un 7.2% (Domingo *et al.*, 1994), o de regiones semiáridas y áridas del continente americano como *Larrea tridentata* y *Flourensia cernua*, con valores cercanos al 10% (Martínez-Meza y Whitford, 1996). *D. pentaphyllum* es una especie de porte rastrero, como también lo es *Reaumuria soongorica*, especie típica de las regiones semiáridas del continente asiático, en la que la escorrentía cortical también fue pequeña (3.7%) (Li *et al.*, 2008).



Figura 5.5 "Caja de interceptación testigo" (A) y "caja de interceptación" con *C. arborescens* (B). En la Figura 5.5B se observa un detalle del colector de escorrentía cortical.

**Tabla 5.2.** Clasificación de los eventos de lluvia en función de su volumen de precipitación (P) y su intensidad media (I). n = número de eventos (N),  $\Sigma P$  = suma de la precipitación aportada.

Por volumen de precipitación			Por intensidad media <sup>(1)</sup>			
P (mm)	n	$\Sigma P$ (mm)	I (mm h <sup>-1</sup> )	n	$\Sigma P$ (mm)	
≤1	80	26.4	Muy ligeros	<1	152	589.2
>1 y ≤10	74	253.2	Ligeros	1-2	11	38.8
			Moderados	2-5	8	86.2
>10	25	453.8	Intensos	5-10	4	7.6
			Muy Intensos	10-20	4	11.6
			Extremos	>20	0	0
Total	179	733.4	Total		179	733.4

<sup>(1)</sup> de acuerdo con la clasificación de Tokay y Short (1996).

**Tabla 5.3.** Valores de precipitación mensual (mm) registrados en el área de estudio entre 1999 y 2007.

	Año									Media	Media periodo de estudio
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	99-05	05-07
Ene	8.6	12.6	69.1	41.6	24.4	8.6	0.0	27.4	7.6	23.6	11.7
Feb	11.2	1.0	33.3	6.0	31.0	77.6	19.0	34.8	38.0	25.6	30.6
Mar	22.6	23.1	46.0	39.6	39.4	47.0	8.8	36.0	14.8	32.4	19.9
Abr	18.6	87.5	13.0	33.2	35.3	34.0	10.0	25.6	40.6	33.1	25.4
May	28.2	58.3	23.0	58.0	11.4	100.4	14.6	8.4	83.0	42.0	35.3
Jun	37.6	19.8	0.6	23.2	6.9	5.6	7.8	28.8	22.0	14.5	19.5
Jul	13.6	0.0	2.4	34.8	10.5	35.4	0.0	2.2	0.0	13.8	8
Ago	1.3	0.2	1.6	15.0	10.7	24.0	0.6	0.0	10.5	7.6	6.0
Sep	63.7	13.9	20.6	34.8	28.2	11.8	4.8	0.0	9.5	25.4	4.8
Oct	86.9	43.5	54.8	13.6	142.0	96.2	98.0	43.4	58.6	76.4	66.7
Nov	29.2	80.7	7.2	48.3	44.8	11.8	63.4	57.6	33.3	40.8	51.4
Dic	20.9	101.0	10.0	35.8	30.0	12.4	23.0	0.0	15.5	33.3	12.8
Total (mm)	342.4	441.6	281.6	383.9	414.6	464.8	250.0	264.2	333.4	368.4	282.3

**Tabla 5.4.** Características estacionales de los eventos registrados durante el periodo de estudio. Número de eventos (n), volumen total de precipitación recogido, duración media (D), Precipitación media (P), intensidad media (I), intensidad instantánea máxima media (I<sub>0</sub>), temperatura media del aire (T) y humedad relativa media del aire (HR).

Estación	n	Volumen Total (mm)	D (h)	P (mm)	I (mm h <sup>-1</sup> )	I <sub>0</sub> (mm h <sup>-1</sup> )	T (°C)	HR (%)
Invierno	49	136.8	6.5 ± 1.4	3.1 ± 0.8	0.6 ± 0.3	2.7 ± 0.8	4.7 ± 0.4	95.4 ± 1.5
Primavera	55	171.2	7.1 ± 1.2	2.8 ± 0.4	1.2 ± 0.3	6.1 ± 1.1	12.2 ± 0.6	83.7 ± 2.0
Verano	19	56.6	5.1 ± 1.7	3.0 ± 1.6	2.1 ± 0.8	10.9 ± 4.8	21.0 ± 1.2	65.4 ± 5.8
Otoño	56	368.8	11.0 ± 1.9	6.6 ± 1.2	0.6 ± 0.1	6.3 ± 1.3	10.0 ± 0.6	93.7 ± 1.4
Total	179	733.4	7.9 ± 0.8	4.1 ± 0.5	1.0 ± 0.2	5.8 ± 0.8	10.4 ± 0.5	88.0 ± 1.3

*R. sphaerocarpa* fue la especie con menores pérdidas por interceptación (10%) y *M. strasseri* la especie con más pérdidas (43%). Los valores obtenidos en *D. pentaphyllum* (36%) fueron similares a los observados en *M. strasseri*, valores semejantes a los observados en *Anthyllis cytisoides* (Domingo *et al.*, 1998) *Juniperus oxycedrus* y *Thymus vulgaris* (Belmonte Serrato y Romero Díaz, 1998), todas ellas especies de copas cerradas y con mucha biomasa. Sin embargo la interceptación en *C. arborescens* (25%), una especie de copa muy abierta, se asemejó a la obtenida por ejemplo para *Rosmarinus officinalis* (González-Hidalgo, 1992; Belmonte Serrato y Romero Díaz, 1998) que, sin embargo, tiene una copa muy densa. La biomasa y la densidad de la copa influyen en los flujos de interceptación, pero el efecto de la especie puede hacer que especies semejantes en biomasa y densidad se diferencien mucho en los flujos de interceptación. Así, características anatómicas complejas como la pubescencia, la rigidez de las ramas y hojas o su ángulo de inserción pueden resultar determinantes para explicar las diferencias entre especies (García-Estringana *et al.*, 2010a).

Por otra parte, el valor de las pérdidas de interceptación obtenido en *R. sphaerocarpa* fue 11 puntos menor del 21% observado por Domingo *et al.* (1998) y la escorrentía cortical 11 puntos mayor (20% vs 9%). Las diferencias en las pérdidas por interceptación y escorrentía cortical entre el presente estudio y el de Domingo *et al.* (1998) se debieron probablemente a los cambios que sufre la estructura de la copa con la edad y el tamaño. Las *Retamas* empleadas por Domingo *et al.* (1998) ocuparon una superficie que osciló entre 4.9 m<sup>2</sup> y 25 m<sup>2</sup>, mientras que en el presente estudio los ejemplares de *Retama* empleados fueron mucho más pequeños al ser individuos de pocos años, con una proyección ortogonal de su copa que tuvo una superficie media de 0.85 m<sup>2</sup> (Tabla 5.1).

La estructura aérea en algunas especies de arbustos propias de regiones semiáridas y áridas cambia de forma muy importante entre la etapa juvenil y la etapa adulta. *Larrea tridentata* presenta una estructura en forma de cono invertido en estados juveniles, y se transforma en una estructura semiesférica en su etapa adulta (De Soyza *et al.*, 1997). De igual forma Domingo *et al.* (1998) describen el crecimiento de *Anthyllis cytisoides* recalando que los ejemplares juveniles presentan una arquitectura en forma de cono invertido, mientras que los adultos presentan una forma semiesférica. Los cambios en la morfología pueden relacionarse con adaptaciones ecológicas. Formas juveniles, con crecimiento muy dependiente del agua, adoptan morfología de embudo y después cambian de morfología cuando el crecimiento se ve más limitado por

otros factores, como la disponibilidad de nitrógeno (Fisher *et al.*, 1990; Lajtha y Whitford, 1989).

Las plantas adultas de *Retama* tienen una raíz pivotante muy profunda, que puede alcanzar los 25 m (Haase *et al.*, 1996), pero hasta que este órgano se desarrolla el crecimiento está limitado por raíces pequeñas y poco profundas, y los arbustos, en etapa juvenil, tienden a favorecer la escorrentía cortical, aumentando la infiltración y la disponibilidad de agua, con morfologías de cono invertido. A medida que las plantas crecen, sus raíces se desarrollan, toman agua de capas profundas del suelo y pierden capacidad para concentrar la lluvia mediante escorrentía cortical. Con el tiempo, los tallos de la retama se van haciendo más largos, más combados y más flexibles, y esto hace que se incrementen la capacidad de almacenamiento y las pérdidas por interceptación. No obstante, sería necesario realizar un estudio más exhaustivo de la influencia en esta especie del crecimiento y el tamaño de los arbustos sobre los flujos de interceptación.

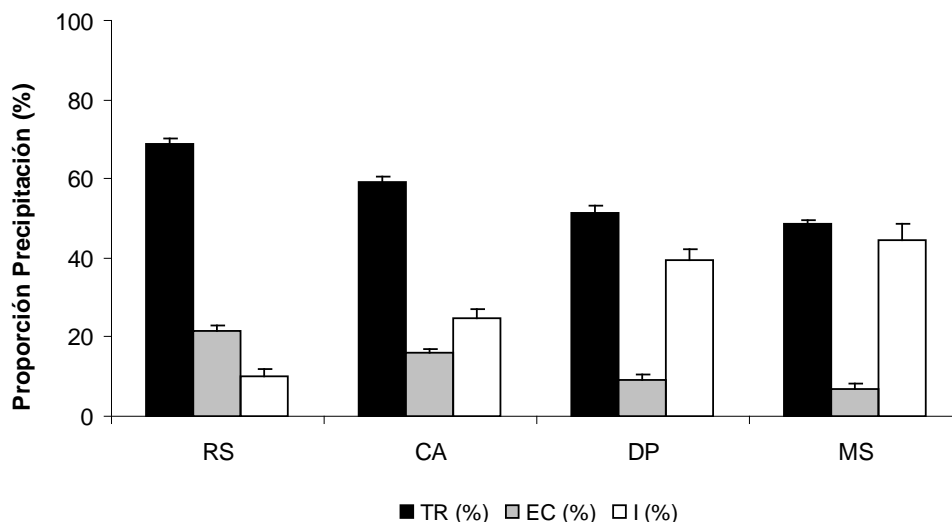
#### *Factores abióticos y factores bióticos*

Los flujos de interceptación se expresan indistintamente en valor absoluto, mm, o en valor relativo, como % del agua que impacta en la vegetación. Los valores absolutos permiten realizar balances hidrológicos con cifras reales, mientras que los valores relativos permiten conocer la forma en la que la vegetación redistribuye la precipitación interceptada. Los flujos expresados de una u otra forma no tienen el mismo significado, por eso cuando los flujos de interceptación se expresaron en valor absoluto mostraron mayor correlación con los factores abióticos que con los bióticos, y cuando se expresaron en valor relativo sucedió lo contrario (Tabla 5.6).

El factor abiótico que mostró mayor correlación con el volumen de los flujos de interceptación fue el volumen de precipitación (P, mm) que explicó el 93% de la variación observada en la trascolación ( $r=0.93$ ), el 81% de la variación en la escorrentía cortical ( $r=0.81$ ) y el 24% de la variación en las pérdidas por interceptación ( $r=0.24$ ). Cuando los flujos se expresaron en valor relativo, el volumen de precipitación continuó mostrando correlaciones significativas con la trascolación ( $r=0.14$ ), la escorrentía cortical ( $r=0.57$ ) y las pérdidas por interceptación ( $r=-0.37$ ), pero las correlaciones fueron mucho menores y de signo contrario en las pérdidas por interceptación (%). En valor absoluto, las pérdidas I (mm) son mayores cuanto mayor es la precipitación, pero en valor relativo las pérdidas (I, %) son mucho mayores para los eventos más pequeños. El efecto de la magnitud de los eventos sobre los flujos de interceptación se discute con detalle en el apartado siguiente.

**Tabla 5.5.** Características de los 20 eventos de precipitación seleccionados para el estudio de los flujos de interceptación: volumen de precipitación (P), Duración del evento (D), Intensidad media (I), Intensidad instantánea máxima (I<sub>o</sub>), temperatura del aire (T) y humedad relativa del aire (HR).

	Evento (fecha)	P (mm)	D (h)	I (mm h <sup>-1</sup> )	I <sub>o</sub> (mm h <sup>-1</sup> )	T (°C)	HR (%)
P ≤ 10 mm	06xu03 (16/07/2006)	1.0	2.86	0.3	3.8	22.3	63.1
	05ma07 (26/03/2005)	2.2	8.7	0.3	4.7	12.3	75.2
	05se02 (07/09/2005)	2.4	7.3	0.3	1.0	13.9	95.5
	05ab02 (06/04/2005)	2.8	0.4	4.7	7.0	12.8	79.4
	05ma04 (23/03/2005)	3.4	6.1	0.6	2.6	12.4	88.2
	06ju01 (09/06/2006)	4.2	12.2	0.3	6.2	17.6	88.5
	06ju02 (15/06/2006)	6.2	2.1	3.0	6.2	15.6	94.9
	05oc01 (10/10/2005)	7	13.8	0.5	6.6	15.8	87.6
	06my02 (03/05/2006)	7.2	11.1	0.6	7.0	12.4	98.4
	06en09 (15/01/2006)	10	20.6	0.5	1.1	3.1	99.5
P > 10 mm	06ma01 (04/03/2006)	11.6	26.0	0.5	5.5	6.1	89.5
	06en03 (06/01/2006)	12.8	36.6	0.3	2.6	5.2	98.8
	06oc01 (20/10/2006)	13.8	29.2	0.5	5.6	13.3	100
	07fe03 (07/02/2007)	14.6	15.8	0.9	2.6	7	100
	06oc02 (22/10/2006)	15.0	25.9	0.6	5.0	15.6	98.1
	05di01 (02/12/2005)	15.4	25.0	0.6	6.5	7.9	97.0
	06no03 (07/11/2006)	15.8	29.1	0.54	7.0	12.5	99.4
	05no04 (12/11/2005)	22.2	19.9	1.1	5.2	4.9	95.9
	05oc09 (27/10/2005)	23.8	37.0	0.6	6.0	13.8	94.5
	06fe07 (25/02/2007)	29.4	35.5	0.8	3.9	3.3	90.6



**Figura 5.6.** Flujos de interceptación expresados como porcentaje de precipitación bruta: Trascolución (TR), Escorrentía cortical (EC) y pérdidas por interceptación (I) medidos en el campo para ejemplares de *R. sphaerocarpa* (RS), *C. arborescens* (CA), *D. pentaphyllum* (DP) y *M. strasserii* (MS) (n = 55 para *R. sphaerocarpa*, n = 59 para *C. arborescens*, n = 30 para *D. pentaphyllum* y n =30 para *M. strasserii*). Las barras de error indican el error estándar de cada una de las medias.

La intensidad de las precipitaciones no tuvo efectos fáciles de interpretar sobre los flujos de interceptación (Tabla 5.6). Cuando aumentó la intensidad media de la precipitación se obtuvo menos TR (mm) y menos EC (en mm y en %). Sin embargo, al aumentar la intensidad máxima, no se observaron efectos significativos sobre la TR (mm) o la EC (mm), pero sí sobre sus valores relativos. Por otra parte, las pérdidas por interceptación I (mm) fueron mayores al crecer la intensidad máxima ( $r=0.23$ ), y también I (%) al crecer la intensidad media ( $r=0.20$ ). Estos efectos fueron semejantes a los descritos en la bibliografía para la escorrentía cortical, pero no para la trascolución (Herwitz, 1987; Carlyle-Moses y Price, 2006; Levia *et al.*, 2010), ni para las pérdidas por interceptación (Calder, 1996).

Cuando las lluvias son de moderadas ( $3.0 \text{ mm h}^{-1}$ ) a intensas ( $80.8 \text{ mm h}^{-1}$ ) la intensidad de la precipitación juega un papel clave (Carlyle-Moses, 2004) y también es un factor importante para eventos medios (Deguchi *et al.*, 2006). En el área de estudio de este trabajo, la intensidad media de los eventos fue de  $1.0 \text{ mm h}^{-1}$  y solo dos de los 20 eventos seleccionados superaron los  $3 \text{ mm h}^{-1}$  (Tabla 5.5). En estas condiciones, con eventos ligeros y muy ligeros, y un rango de variación pequeño, la intensidad no jugó un papel determinante en los flujos de interceptación.

Cuando los flujos se expresaron en valor absoluto (mm) la temperatura correlacionó de forma negativa con la TR (-0.60), la EC (-0.41) y la I (-0.23) mientras que la humedad relativa correlacionó de forma positiva (0.49 para la TR, 0.46 para la EC y 0.21 para I). De forma aparentemente

contradictoria, se obtuvieron pérdidas por interceptación menores cuando las temperaturas fueron más elevadas y pérdidas por interceptación mayores cuando la humedad relativa fue más alta. Cabría esperar lo contrario, que durante los eventos más secos y más cálidos, las pérdidas fueran mayores. En efecto, cuando los flujos se expresaron en valor relativo (%) la temperatura y la humedad del aire no influyeron sobre la TR pero sí sobre la EC ( $r=-0.31$  y  $r=0.58$  respectivamente) y sobre I ( $r=0.20$  y  $r=-0.28$  respectivamente). Los eventos con elevada temperatura y poca humedad relativa se corresponden con tormentas estivales de corta duración y escaso volumen. En ellos una gran parte de la precipitación se pierde por evaporación. En los eventos más largos y duraderos, la humedad relativa se incrementa como consecuencia de la propia precipitación. Durante estos eventos el porcentaje de pérdidas es menor, pero el volumen que estas suponen es mayor.

La TR (mm) dependió básicamente de factores abióticos (P, T y HR) sin embargo su proporción (TR, %) fue consecuencia de características de la cubierta vegetal. Todos los factores bióticos mostraron correlaciones significativas con la TR (%) pero entre los factores abióticos solo la precipitación y la  $I_0$  mostraron cierta relación con este flujo de interceptación cuando se expresó en valor relativo (Tabla 5.6). Todos los factores bióticos correlacionaron de forma significativa con la EC (mm) y las pérdidas I (mm). La correlación fue mayor cuando estos flujos se expresaron en términos relativos ( $p<0.001$  en todos los casos).

**Tabla 5.6.** Coeficientes de correlación de Pearson entre los flujos de interceptación, en valor absoluto y en valor relativo, y los factores abióticos (volumen de precipitación, P, intensidad media, I, intensidad instantánea máxima  $I_0$ , temperatura, T, y humedad relativa del aire, HR) y bióticos (altura media, H, diámetro basal ,DB, área de proyección ortogonal determinada a partir del diámetro medio de la copa, A, y determinada a partir de fotografía ortogonal,  $A_0$ , biomasa fresca total, BFT, y ángulo de las ramas, Ángulo). TR = trascolación, EC = escorrentía cortical, I = pérdidas por interceptación.

	TR (mm)		En valor absoluto EC (mm)		I (mm)		TR (%)		En valor relativo EC (%)		I (%)	
<i>Factores Abióticos</i>												
P (mm)	0.93	***	0.81	***	0.24	***	0.14	*	0.57	***	-0.37	***
I (mm h <sup>-1</sup> )	-0.16	*	-0.20	*	-0.02	n.s.	-0.11	n.s.	-0.26	***	0.20	**
$I_0$ (mm h <sup>-1</sup> )	0.08	n.s.	0.20	n.s.	0.23	***	-0.19	*	0.30	***	-0.02	n.s.
T (° C)	-0.60	***	-0.41	***	-0.23	***	-0.09	n.s.	-0.31	***	0.20	**
HR (%)	0.49	***	0.46	***	0.21	**	0.02	n.s.	0.58	***	-0.28	***
<i>Factores Bióticos</i>												
H (m)	0.11	n.s.	0.26	***	-0.16	*	0.20	**	0.37	***	-0.33	***
DB (mm)	0.13	**	0.29	***	-0.21	**	0.27	***	0.46	***	-0.42	***
A (m <sup>2</sup> )	-0.04	n.s.	0.18	*	-0.27	***	0.25	***	0.39	***	-0.40	***
$A_0$ (m <sup>2</sup> )	-0.01	n.s.	0.15	*	-0.25	***	0.24	***	0.32	***	-0.34	***
BFT (Kg)	-0.03	n.s.	0.16	*	-0.23	***	0.20	**	0.33	***	-0.33	***
Ángulo (°)	-0.01	n.s.	0.20	**	-0.32	***	0.33	***	0.37	***	-0.45	***

Resultados obtenidos a partir de 174 observaciones. Los asteriscos indican el nivel de significación (\*\*\*  $p < 0.001$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*  $p < 0.05$ ; n.s. : no significativo).

Los parámetros relacionados con el tamaño de las plantas (H, DB, A y  $A_0$ ), la biomasa (BFT) y el ángulo de las ramas correlacionaron con coeficientes positivos con la TR y la EC. Relaciones semejantes con el tamaño se han observado en *Fagus sylvatica* (Andre *et al.*, 2008), *Fagus grandifolia* y *Liriodendron tulipifera* (Levia *et al.*, 2010). El tamaño de las plantas es uno de los factores que más influye en el volumen de escorrentía cortical (Crockford y Richardson, 2000). Los factores relacionados con el tamaño también correlacionaron negativamente con las pérdidas, tanto en volumen como en porcentaje. Sin embargo los resultados obtenidos pueden ser engañosos ya que las dimensiones de las plantas fueron diferentes entre unas especies y otras. *M. strasseri* y *D. pentaphyllum* fueron las especies más pequeñas, con un área de proyección ortogonal medio de 0.36 m<sup>2</sup> y 0.60 m<sup>2</sup> respectivamente, mucho más pequeñas que *R. sphaerocarpa* y *C. arborescens* con valores de 0.85 m<sup>2</sup> y 1.28 m<sup>2</sup> respectivamente (Tabla 5.1, Figura 5.3). Las dos primeras fueron las especies en las que las pérdidas por interceptación fueron más elevadas con un 36.2% y un 42.7% respectivamente y en las que la escorrentía cortical fue menor (Figura 5.6), por lo que el "efecto tamaño" no se puede separar del "efecto especie".

La arquitectura de las plantas, el ángulo de las ramas, correlacionó positivamente con el volumen y el porcentaje

de escorrentía cortical, y actuó sobre el volumen y el porcentaje de pérdidas. En general, una arquitectura en forma de embudo, con los ángulos de las ramas elevados respecto a la horizontal, favorece el flujo de agua hacia el tronco (Aboal *et al.*, 1999; lida *et al.*, 2005, Andre *et al.*, 2008); sin embargo, esta relación no es de tipo universal y también depende de otras características propias de cada especie vegetal (García-Estringana *et al.* 2010a).

#### *Importancia del volumen de precipitación en los flujos de interceptación*

Al inicio de cada evento de precipitación se produjo el humedecimiento de la cubierta vegetal y no se inició la escorrentía cortical hasta que se alcanzó la capacidad máxima de almacenamiento. En eventos muy pequeños la totalidad o la mayor parte de la precipitación se empleó en saturar la cubierta. El número medio de eventos con capacidad para generar escorrentía cortical fue de 96 (sobre un total de 179). Este número varió de una especie a otra por diferencias en la cantidad de agua necesaria para saturar la cubierta. Los eventos con capacidad de saturación fueron 79 en *M. strasseri*, 92 en *D. pentaphyllum*, 103 en *C. arborescens* y 110 en *R. sphaerocarpa*. La escorrentía cortical se inició con precipitaciones mayores de 1.1 mm en *M. strasseri*, 1.0 mm en *D. pentaphyllum*, 0.7 mm en *C. arborescens* y 0.7 mm en *R. sphaerocarpa*.

De forma general, en los arbustos la saturación se alcanza con precipitaciones que oscilan entre 0.4 mm y 2.1 mm (Pressland, 1973; Návar, 1993; Martínez-Meza y Whitford, 1996; Li *et al.*, 2008). Los valores de saturación obtenidos para *C. arborescens* y *R. sphaerocarpa*, fueron ligeramente superiores a los 0.4 mm obtenidos por Li *et al.* (2008) en *Caragana korshinskii*, y están en la parte inferior del rango descrito para este tipo de vegetación. Los valores de saturación de *D. pentaphyllum* y *M. strasseri* se asemejaron a los observados en *Rhopalostylis sapida* por Enright (1987) o en *Salix psammophila* y *Hedysarum scoparium* por Li *et al.* (2009).

El volumen de cada uno de los flujos de interceptación se incrementó con el volumen de precipitación. En efecto, la magnitud de los eventos (P, mm) fue el factor que mostró mayor correlación (Tabla 5.6) con la magnitud de los flujos de interceptación (mm). La magnitud de la precipitación siguió siendo determinante cuando los flujos de interceptación se expresaron en valor relativo (%). Utilizando un modelo logarítmico para representar la relación entre la magnitud de la precipitación y los valores medios de los flujos de interceptación en %, las variaciones en la EC (%) y la I (%) fueron explicadas en gran parte por variaciones en la magnitud de los eventos (Figura 5.7) obteniéndose coeficientes de determinación ( $R^2$ ) de 0.78 y 0.52 respectivamente. Algunos autores consideran que los factores abióticos influyen en el volumen de escorrentía cortical (mm), la trascolación y las pérdidas por interceptación, pero no en la proporción (%) de las mismas, que sería consecuencia de factores bióticos como la estructura, el volumen y la superficie de la cubierta o el ángulo de las ramas (Ovington, 1957; Martínez-Meza y Whitford, 1996). Cape *et al.* (1991), en un trabajo realizado con 6 especies arbóreas, observaron que el volumen de escorrentía cortical dependía del volumen de precipitación, pero la proporción de escorrentía cortical se mantenía constante para cada una de las especies estudiadas y era independiente del volumen de precipitación. Sin embargo, nuestros resultados, obtenidos con 4 arbustos de características muy diferentes, indican que para estos arbustos mediterráneos considerados en su conjunto (Figura 5.7) o para cada una de las especies considerada de forma individual (Tabla 5.7), los valores medios de EC (%) e I (%) están muy relacionados con el volumen de la precipitación.

En conjunto, los flujos de interceptación de los arbustos analizados en este trabajo de tesis, mostraron un patrón bastante parecido frente a variaciones en la magnitud de la precipitación. Una vez alcanzada la saturación comenzaron a producirse los fenómenos de trascolación y escorrentía

cortical. A partir de este momento, al crecer el volumen de precipitación aumentó la EC (%) que tendió a estabilizarse para volúmenes de precipitación superiores a los 10 mm. De forma paralela, la importancia relativa de las pérdidas I (%) se redujo, ya que la tasa de evaporación apenas varía durante el evento de lluvia una vez alcanzada la saturación, y también tendieron a estabilizarse. Por tanto, la EC (%) y las pérdidas I (%) variaron en sentidos opuestos mientras la tasa de trascolación TR (%) prácticamente se mantuvo constante como se observa en la Figura 5.7. Este modelo es semejante al descrito para las pérdidas por interceptación en arbustos mediterráneos por Domingo *et al.* (1998), que observaron, que a medida que el volumen de precipitación aumentaba, el valor de I (%) se reducía muy deprisa entre 0 y 10 mm y más despacio a partir de los 10 mm. El patrón de variación respecto al volumen de precipitación fue, básicamente, el mismo en los cuatro arbustos, aunque se observaron algunas diferencias atribuibles a la especie vegetal (Tabla 5.7), es decir, a los factores bióticos. Las diferencias atribuibles a factores bióticos fueron de tipo cuantitativo, pero también se observaron interacciones de tipo cualitativo entre los efectos de la especie vegetal y los de la magnitud de la precipitación. Los valores de escorrentía cortical (%) y las pérdidas por interceptación (%) cambiaron de forma significativa con la especie en cada nivel de precipitación, siendo mayores las diferencias entre especies para  $P > 10$  mm, que para  $P \leq 10$  mm (Tabla 5.8). Por otra parte, la Tabla 5.8 muestra que la trascolación fue poco dependiente de la precipitación para *R. sphaerocarpa*, *C. arborescens* y *D. pentaphyllum* y, sin embargo, para *M. strasseri* la trascolación creció desde el 43.3% con  $P \leq 10$  mm, hasta el 55.7% con  $P > 10$  mm. Para las precipitaciones características del interior de la Península Ibérica, la trascolación se mostró muy dependiente de los parámetros bióticos. Tres de los arbustos mostraron tasas de trascolación características y poco dependientes de la precipitación: *R. sphaerocarpa* (70.4-68.9%), *C. arborescens* (60.0-58.5%), y *D. pentaphyllum* (51.1-54.3%), y, sin embargo, en *M. strasseri* la trascolación se incrementó en un 28%, más de 12 puntos porcentuales, con el incremento de la precipitación (Tabla 5.8). Los arbustos que mantuvieron prácticamente constante su tasa de trascolación, incrementaron la EC (%) y redujeron las pérdidas I (%) con el aumento de la precipitación, pero en *M. strasseri* no se incrementó la EC (%) con la precipitación. Esta especie, a pesar de tener forma de embudo, como *C. arborescens* o *R. sphaerocarpa*, tiene el ápice de sus hojas más bajo que el peciolo, lo que favorece la trascolación frente a la escorrentía cortical (García-Estringana *et al.*, 2010a). Este tipo de interacciones entre efectos del volumen



de precipitación y la especie vegetal fueron observadas por Crockford y Richardson (1990). En eucalipto, la EC (%) se incrementó con el volumen de precipitación hasta alcanzar un umbral, mientras que en *Pinus radiata* la EC (%) creció lentamente con el volumen de precipitación.

El modelo logarítmico resultó útil para describir los flujos de interceptación obtenidos a partir de una muestra de 20 eventos de precipitación, cuya magnitud osciló 1 y 29.4 mm. Pero los flujos de interceptación (%) tienden a estabilizarse al crecer la precipitación. Por ello, en climas con precipitaciones abundantes, los efectos del volumen de precipitación sobre los flujos de interceptación expresados en % podrían ser poco importantes. Esto no sucede en regiones con precipitaciones escasas donde el volumen de precipitación juega un papel fundamental en el valor absoluto de los flujos de interceptación (mm), pero también en su valor relativo (%).

Con frecuencia, la relación entre el volumen de EC (mm) y el volumen de precipitación se expresa mediante un modelo lineal (Bellot y Escarré, 1998; Deguchi *et al.*, 2006; Huber e Iroumé, 2001; Li *et al.*, 2008, 2010) obteniéndose coeficientes de correlación que varían entre 0.30 (Carlyle-Moses, 2004) y cifras superiores a 0.75 (Deguchi *et al.*, 2006). Al establecer este tipo de relación considerando los 179 eventos de precipitación registrados durante el período de estudio, que tuvieron magnitudes comprendidas entre 0.2 y 41.6 mm, se obtuvieron las ecuaciones que se han representado en la Figura 5.8. El análisis de regresión stepwise seleccionó al volumen de precipitación como el factor que más influyó en la EC (mm) explicando el 65.8 % de la varianza. Cuando en el modelo se introdujo además la especie vegetal, se explicó un 82.4% de la varianza. El volumen de escorrentía cortical se incrementó linealmente con el volumen de precipitación para las cuatro especies estudiadas, pero lo hizo de forma diferente en cada una de ellas. La EC (mm) creció rápidamente con la precipitación para *R. sphaerocarpa* y *C. arborescens*, con una pendiente del 29% (Figura 5.8a), mientras que para *D. pentaphyllum* y *M. strasseri* creció más suavemente, con pendientes del 21% y del 16% respectivamente (Figura 5.8b). Esto hizo que para un mismo volumen de precipitación, *R. sphaerocarpa* y *C. arborescens* produjeran como media 1.4 veces más de escorrentía cortical que *D. pentaphyllum* y 1.9 veces más que *M. strasseri*.

Los resultados obtenidos están en sintonía con las observaciones de Crockford y Richardson (2000). Con

precipitaciones de pequeña intensidad la relación entre el volumen de escorrentía cortical y el volumen de precipitación sería, básicamente, lineal y ambos parámetros correlacionarían mejor que con precipitaciones de alta intensidad, ya que con grandes volúmenes de agua en los tallos y ramas una parte caería en forma de trascolación. El modelo lineal de la Figura 5.8 no se contradice con el modelo logarítmico representado en la Figura 5.7. En efecto, cuando se representaron los valores de EC (%) obtenidos a partir de las ecuaciones lineales de la Figura 5.8, se obtuvieron las gráficas de la Figura 5.9 en las que la EC (%) creció rápidamente y luego tendió a estabilizarse. El patrón fue el mismo en todos los arbustos, pero el volumen de precipitación y las características de cada especie vegetal determinaron la magnitud de los flujos. La relación entre las pérdidas por interceptación y el volumen de precipitación fue menos precisa. Para cada valor de P la dispersión en los valores de I (%) fue mucho mayor que la obtenida en los valores de EC (%) (Figura 5.10). En las pérdidas por interceptación otros factores abióticos tienen una gran importancia: la temperatura, la humedad relativa del aire y, sobre todo, la dinámica de cada evento de precipitación, con periodos sin lluvia más o menos prolongados, hacen que, para eventos de magnitud muy semejante, puedan obtenerse pérdidas por interceptación muy diferentes.

#### Estacionalidad

Para el conjunto de los arbustos la trascolación fue el flujo más importante y presentó muy poca variación estacional, con valores oscilando entre el 55% y el 65% (Figura 5.11A). Durante el otoño y el invierno, coincidiendo con los eventos que más precipitación aportaron con una media de 3.1mm y 6.6 mm por evento respectivamente (Tabla 5.4), la escorrentía cortical alcanzó sus valores máximos (19.7% y 18.7% respectivamente) y las pérdidas por interceptación sus valores mínimos (23.6% en otoño y 20.1% en invierno). Las características de la precipitación y las condiciones atmosféricas no favorecieron la evaporación, y además *C. arborescens*, una especie de hoja caduca, no tenía hojas, reduciendo su capacidad de almacenamiento y por tanto las pérdidas por interceptación.

Durante la primavera y el verano, coincidiendo con eventos que aportaron menos precipitación con una media de 2.8 mm y 3.0 mm respectivamente, la escorrentía cortical alcanzó sus valores mínimos (9.1% y 3.1% respectivamente) y las pérdidas por interceptación sus valores máximos (34.2% en primavera y 34.5% en verano). Las condiciones

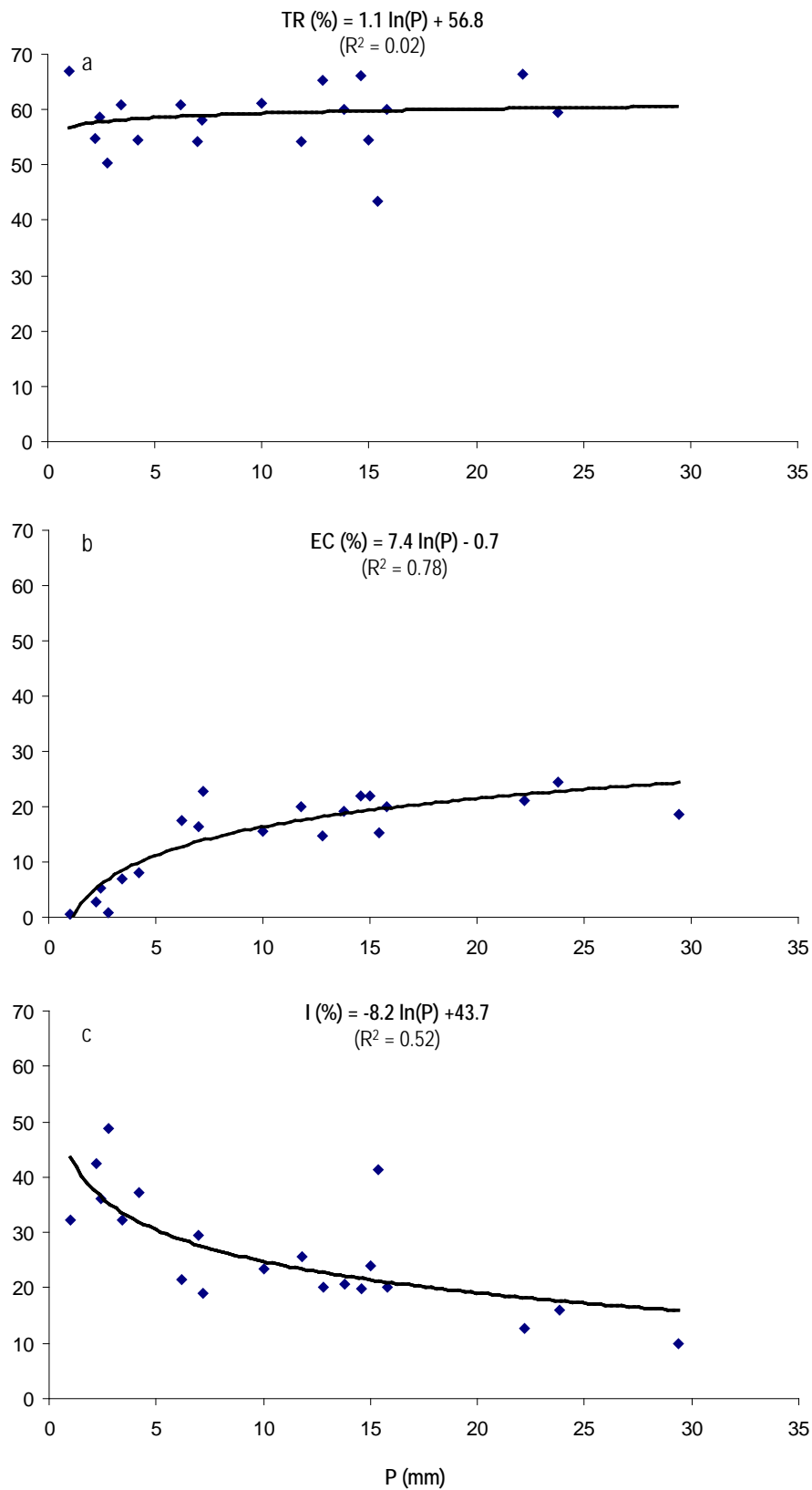


Figura 5.7. Relación entre el logaritmo neperiano de la precipitación (P, mm) registrada en cada evento de lluvia y los valores medios de los flujos de interceptación (%) obtenidos para el conjunto de los arbustos. Cada punto representa la media de 12 observaciones, tres en cada tipo de arbusto. (a) TR = trascolación, (b) EC = escorrentía cortical, (c) I = pérdidas por interceptación.

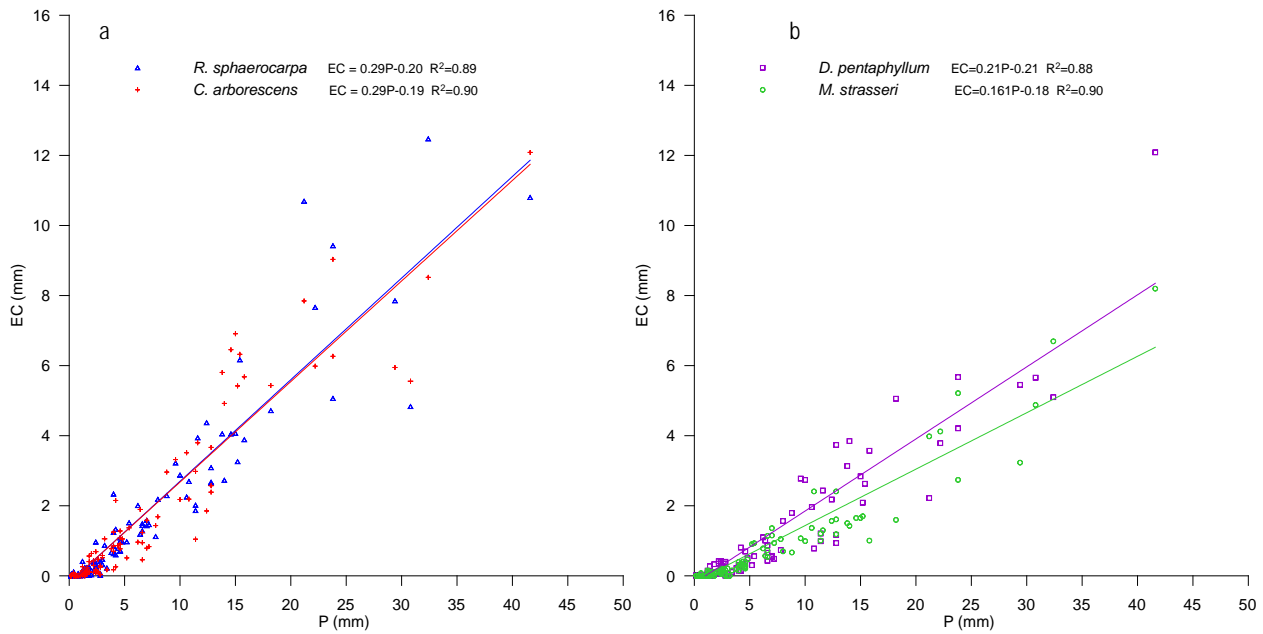
**Tabla 5.7.** Relación entre el logaritmo neperiano de la precipitación (P, mm) registrada en cada evento de lluvia y los flujos de interceptación (%) obtenidos en cada uno de los arbustos. TR = trascolación, EC = escorrentía cortical, I = pérdidas por interceptación.

Modelo:	Flujo (%) = $A \times \ln P + B$	$r^2$	Significación del	
			Coef. A	Coef. B
<i>R. sphaerocarpa</i>	TR (%) = $-2.2 \times \ln P + 74.2$	0.03	n.s.	***
	EC (%) = $10.0 \times \ln P - 0.2$	0.68	***	n.s.
	I (%) = $-7.8 \times \ln P + 26.1$	0.24	***	***
<i>C. arborescens</i>	TR (%) = $-2.0 \times \ln P + 63.3$	0.02	n.s.	***
	EC (%) = $8.5 \times \ln P - 1.5$	0.68	***	n.s.
	I (%) = $-6.5 \times \ln P + 38.2$	0.15	***	***
<i>D. pentaphyllum</i>	TR (%) = $1.9 \times \ln P + 49.1$	0.02	n.s.	***
	EC (%) = $7.1 \times \ln P - 3.2$	0.67	***	n.s.
	I (%) = $-8.9 \times \ln P + 54.0$	0.27	***	***
<i>M. strasseri</i>	TR (%) = $8.6 \times \ln P + 32.4$	0.18	***	***
	EC (%) = $3.2 \times \ln P + 0.67$	0.36	***	n.s.
	I (%) = $-10.4 \times \ln P + 65.7$	0.21	***	***

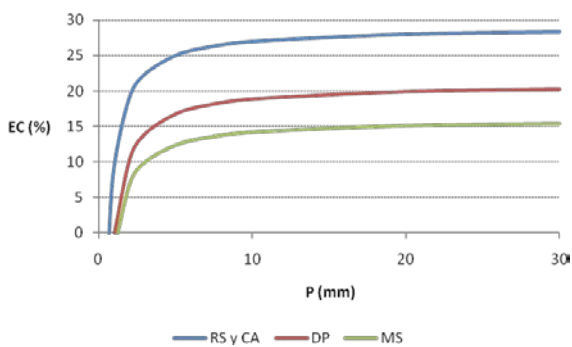
**Tabla 5.8.** Flujos de interceptación, expresados como porcentaje de precipitación bruta (Trascolación, TR, Escorrentía cortical, EC, y pérdidas por interceptación, I) para las diferentes especies, en función del volumen de precipitación (P).

	n	P ≤ 10 mm			n	P > 10 mm		
		TR (%)	EC (%)	I (%)		TR (%)	EC (%)	I (%)
<i>R. sphaerocarpa</i>	27	70.4 (2.6)	13.0 (2.1)	16.6 (3.3)	32	68.9 (1.3)	26.5 (1.1)	4.5 (1.3)
<i>C. arborescens</i>	20	60.0 (2.4)	9.3 (1.5)	30.8 (2.0)	22	58.5 (2.4)	21.6 (1.0)	19.9 (2.9)
<i>D. pentaphyllum</i>	27	51.1 (2.4)	4.9 (1.4)	43.9 (3.2)	32	54.3 (2.6)	16.5 (1.1)	29.1 (3.2)
<i>M. strasseri</i>	20	43.3 (3.6)	5.3 (1.2)	51.4 (4.1)	24	55.7 (3.8)	8.9 (0.8)	38.9 (4.3)
Overall mean	94	57.5 (1.7)	8.6 (0.9)	33.9 (2.1)	110	60.0 (1.4)	18.9 (0.8)	21.1 (1.9)
ANOVA statistics								
F		18.0	5.1	24.0		7.3	51.6	25.1
P		<0.001	0.003	<0.001		<0.001	<0.001	<0.001

Los datos en paréntesis son el error estándar de la media.



**Figura 5.8.** Relación entre la escorrentía cortical y la precipitación, expresadas en mm, (a) para *R. sphaerocarpa* y *C. arborescens*, (b) *D. pentaphyllum* y *M. strasserii*.



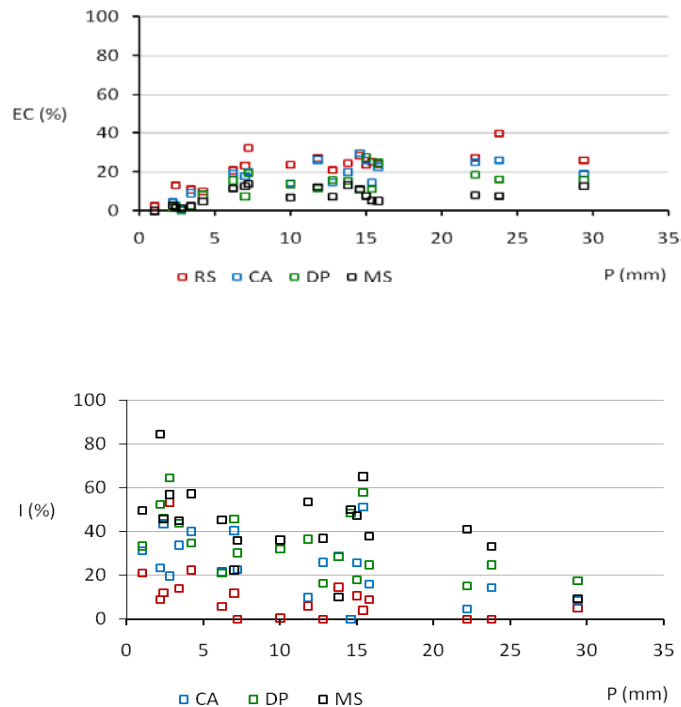
**Figura 5.9.** Relación entre el logaritmo neperiano de la precipitación (P, mm) registrada en cada evento de lluvia y la escorrentía cortical (%) obtenidos para las diferentes especies estudiadas (*R. sphaerocarpa*, RS, *C. arborescens*, CA, *D. pentaphyllum*, DP y *M. strasserii*, MS). Estas curvas fueron calculadas a partir de los 179 eventos de precipitación registrados durante el período de estudio. EC = escorrentía cortical; P = precipitación

atmosféricas favorecieron la evaporación con una temperatura media de 12.2°C en primavera y 21.0°C en verano, y con una humedad relativa del 83.7% en primavera y del 65.4% en verano (Tabla 5.4). Las pérdidas fueron semejantes entre la primavera y el verano, pero las diferencias en la escorrentía cortical se incrementaron entre estas dos estaciones. Uno de los eventos estivales aportó un volumen de precipitación de 30.8 mm, valor muy poco

común para esta época del año. Sin considerar este evento, la precipitación media de un evento estival fue de 1.4 mm, valor muy inferior al observado en el resto de estaciones (Tabla 5.4). En eventos como éstos, la vegetación no llega a saturarse y por tanto no se genera escorrentía cortical, ya que prácticamente toda la precipitación se pierde por evaporación, y más considerando que la vegetación está en la época de máximo crecimiento, como es el caso de *C. arborescens* que durante esta época conserva todas sus hojas. Tan sólo *R. sphaerocarpa*, una especie que prácticamente no tiene hojas, presentó un valor de escorrentía cortical moderado (7.7%).

Las variaciones estacionales de los flujos de interceptación están en consonancia con lo observado en la bibliografía: en general, la escorrentía cortical es máxima en invierno y mínima en verano (Helvey y Patrick, 1965; Neal *et al.*, 1993), mientras que las pérdidas son máximas en la época de máximo crecimiento de la vegetación y mínimas en la época de parada vegetativa (Deguchi *et al.*, 2006)

Este comportamiento en sentido inverso de las pérdidas por interceptación y la escorrentía cortical hizo que en determinados momentos del año, al menos en verano, las



**Figura 5.10.** Dispersión de la escorrentía cortical (EC %) y las pérdidas por interceptación (I %) obtenidas para cada evento de precipitación. Cada punto representa la media de las tres observaciones realizadas en cada especie. RS (*R. sphaerocarpa*), CA (*C. arborescens*), DP (*D. pentaphyllum*), MS (*M. strasserii*).

pérdidas superaran a la escorrentía cortical. A este patrón general se ajustaron *R. sphaerocarpa* y *C. arborescens* (Figuras 5.11B y 5.11C), pero no *D. pentaphyllum* ni *M. strasserii*, en las que la escorrentía cortical fue siempre menor que las pérdidas por interceptación. En *D. pentaphyllum* y *M. strasserii* las pérdidas oscilaron entre el 30.3% y el 56.6% para las diferentes estaciones del año (Figura 5.11), valores muy altos, propios de especies de hoja perenne y de gran densidad de cobertura aérea. Pero en *M. strasserii*, a diferencia de lo observado en *D. pentaphyllum*, entre la primavera y el verano las pérdidas descendieron de un 56.6% a un 47.7% en lugar de incrementarse (Figuras 5.11D y 5.11E). *M. strasserii* es una especie que se desprende de sus hojas para reducir la transpiración durante los meses más secos para defenderse de la aridez. La reducción de la cobertura aérea de esta especie en verano se observa en la Figura 5.3. La pérdida de hojas durante el verano hizo que las pérdidas por interceptación fueran menores que en primavera, al contrario de lo que sucedió en el resto de especies. Además de reducir la transpiración, las pérdidas por interceptación estivales fueron menores y el agua que llegó al suelo se incrementó, ya que a pesar de que se produjo una reducción del 4.8 % de la escorrentía cortical, la trascolación se incrementó un 13.6 %.

#### Simulación del impacto hidrológico de los arbustos.

El efecto hidrológico de los flujos de interceptación dependió fundamentalmente del volumen de precipitación y de la especie (Tabla 5.6 y Figura 5.6). Para estimar el impacto hidrológico de los flujos de interceptación en función de la especie y del volumen de precipitación, se estudiaron las características de cada evento de precipitación durante un período de 58 meses (ver mismo apartado en Materiales y Métodos). Durante este tiempo se registraron 404 eventos de precipitación, que aportaron 1575 mm: los eventos con una  $P \leq 10$  mm fueron 358 y aportaron 717.4 mm y los eventos con una  $P > 10$  mm fueron 46 y aportaron 857.6 mm (Tabla 5.9). Se estimaron las pérdidas por interceptación y la escorrentía cortical que se hubieran producido en cada especie aplicando los porcentajes de interceptación para eventos pequeños ( $P \leq 10$  mm) y eventos grandes ( $P > 10$  mm; Tabla 5.8).

El impacto hidrológico de las pérdidas por interceptación de cada especie habría sido muy diferente: durante todo el período de estudio, 184.8 mm se habrían perdido por interceptación en *R. sphaerocarpa*, llegando al suelo 1390.2 mm, mientras que sólo habrían llegado 833.5 mm bajo una cubierta densa de *M. strasserii*, tras perderse 741.5 mm, casi

la mitad de la precipitación (Tabla 5.9). Estas diferencias, en una región donde el agua es un recurso escaso son muy importantes. De esta forma, durante un año seco como fue 2005, con una precipitación de 250 mm (Tabla 5.3), sólo habrían llegado al suelo 115 mm bajo una cubierta densa de *M. strasserii*, un valor mucho menor a los 219.7 mm que habrían llegado bajo una cubierta de *R. sphaerocarpa*. El impacto de cada especie sobre la distribución espacial también habría sido muy diferente: durante todo el período de estudio habría llegado al suelo un flujo de escorrentía cortical de 308.6 mm bajo una cubierta de *R. sphaerocarpa*, mientras que sólo habrían llegado 114.3 mm bajo una cubierta de *M. strasserii*.

Es difícil prever si estas diferencias habrían afectado a la supervivencia de las plantas. Ambas especies tienen mecanismos de adaptación muy diferentes: *M. strasserii* se desprende de sus hojas en épocas de estrés hídrico para reducir la transpiración, mientras que *R. sphaerocarpa* favorece la escorrentía cortical, al menos en su etapa juvenil, y no favorece las pérdidas por interceptación. Pero las diferencias en la escorrentía cortical y en las pérdidas por interceptación de los arbustos tienen suficiente entidad como para que la especie vegetal sea considerada a nivel de gestión tanto en la protección del suelo como en la gestión de recursos hídricos.

Que en una región proliferen una u otra especie tendrá consecuencias hidrológicas a tener en cuenta, especialmente en los años más secos. La escorrentía, la infiltración, la recarga de los acuíferos y los flujos superficiales (ríos, arroyos, etc.) se verán afectados. Owens *et al.* (2006) estudiaron el impacto hidrológico de la proliferación de una masa densa de *Juniperus ashei* tras el abandono agrario de una región de los Estados Unidos. Estos autores observaron que en una de las dos zonas de estudio la precipitación que llegó al suelo se redujo de 600 mm a 360 mm y en la otra se redujo de 900 mm a 540 mm como consecuencia de las pérdidas por interceptación del arbusto. Estas reducciones tienen menos importancia durante un año húmedo, pero en años secos tienen un gran impacto como observaron Trimble y Weirich (1978) en su estudio de la reducción de caudales superficiales a consecuencia de reforestaciones en Estados Unidos entre 1919 y 1967. En efecto, en un escenario de cambio global, en una región sensible como la cuenca Mediterránea, las pérdidas por interceptación y la escorrentía cortical, y su repercusión hidrológica, van a depender mucho de las especies leñosas que proliferen o se introduzcan tras el

abandono de la actividad agraria y la capacidad que éstas tengan de formar masas densas.

Además de la especie, los flujos de interceptación dependen del tipo de precipitación de forma que la escorrentía cortical y las pérdidas por interceptación variaron rápidamente con el volumen de precipitación tendiendo a estabilizarse para precipitaciones de más de 10 mm (Figura 5.7 y Figura 5.9). En regiones donde los eventos de precipitación son grandes, los porcentajes de interceptación son más estables, y los efectos hidrológicos de cada especie son más predecibles. En cambio, en regiones donde abundan los eventos de precipitación pequeños, los porcentajes de cada flujo son variables, dificultando la capacidad de predicción.

Durante los eventos pequeños, las pérdidas por interceptación fueron mayores para todas las especies estudiadas, salvo *M. strasserii*, en la que las pérdidas tuvieron poca relación con el volumen de precipitación (Tablas 5.7 y 5.9). Por tanto, la importancia hidrológica de las pérdidas por interceptación sería mayor para los eventos pequeños que para los eventos grandes. En cambio, la escorrentía cortical sería mucho mayor en los eventos grandes que en los pequeños para todas las especies estudiadas, especialmente para *R. sphaerocarpa* y *C. arborescens*.

El flujo de escorrentía cortical canaliza una parte de la precipitación hacia la base de la planta. En muchas especies vegetales de regiones semiáridas y áridas puede suponer volúmenes muy importantes (Nulsen *et al.*, 1986; Mauchamp y Janeau, 1993; Martínez-Meza y Whitford, 1996). El agua que llega a la base de la planta se infiltra más fácilmente en el suelo y alcanza una profundidad mayor. Este fenómeno permite a las plantas poder utilizar agua almacenada en capas profundas del suelo, siendo más independientes de las variaciones climáticas a corto plazo, como por ejemplo las sequías (Specht, 1957; Návar, 1993; Carlyle-Moses, 2004). Este proceso confiere al flujo de escorrentía cortical una importancia ecológica como mecanismo de adaptación a la aridez. Cuando los eventos de precipitación son pequeños, es difícil para este tipo de plantas beneficiarse de este proceso, ya que se genera poca escorrentía cortical.

Por eso cobran un gran valor los escasos eventos de gran magnitud. Durante estos eventos, las especies que favorecen el flujo de escorrentía cortical, son capaces de derivar grandes volúmenes de lluvia a la base de su tallo, y así almacenar agua en profundidad, que pueden utilizar en períodos de sequía.

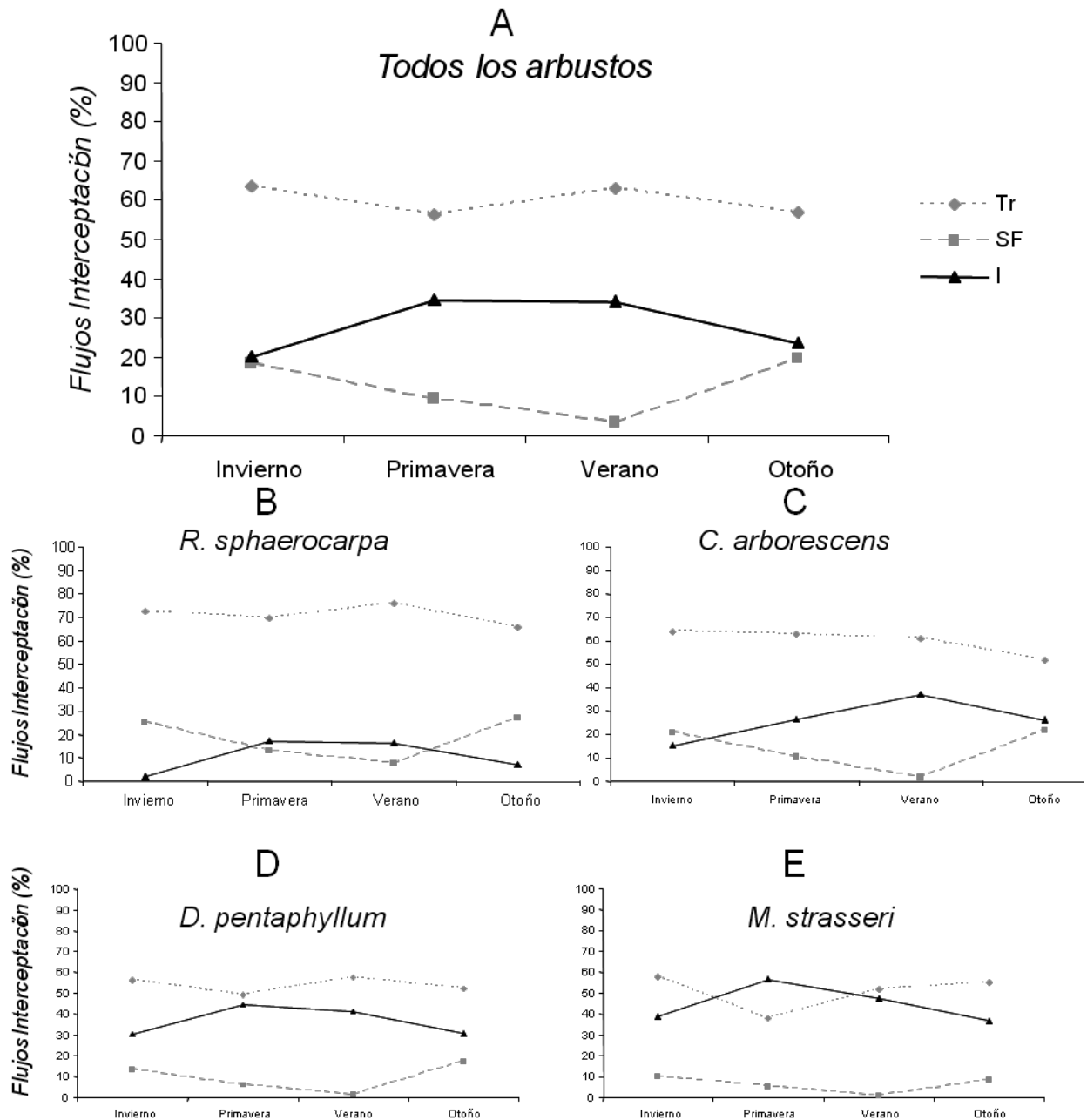


Figura 5.11. Valores medios de los flujos de interceptación (Trascolación, TR, Escorrentía cortical, EC y pérdidas por interceptación, I) en las diferentes estaciones del año (invierno, primavera, verano y otoño) para el conjunto de los arbustos (A), para *R. sphaerocarpa* (B), *C. arborescens* (C), *D. pentaphyllum* (D) y *M. strasseri* (E).

Desde el punto de vista hidrológico, el estudio de los flujos de interceptación en los eventos pequeños, y más frecuentes, es fundamental para conocer el impacto de las especies vegetales en las pérdidas por interceptación, teniendo en cuenta que es el rango de precipitación donde

mayores diferencias en los flujos se producen. Desde el punto de vista del efecto eco-hidrológico de la escorrentía cortical, es fundamental estudiar lo que sucede en los eventos de gran tamaño.

**Tabla 5.9.** Estimación de las pérdidas por interceptación (I) y de la escorrentía cortical (EC) que se hubieran producido durante el periodo 09/Julio/2001-31/Octubre/2002 y 19/Octubre/2003-21/Abril/2007 para las distintas especies (*R. sphaerocarpa*, RS, *C. arborescens*, CA, *D. pentaphyllum*, DP, *M. strasserii*, MS) en función de los valores obtenidos en el presente trabajo. Estos flujos se estimaron en función del volumen de precipitación de los eventos ( $P \leq 10$  mm y  $P > 10$  mm) y teniendo en cuenta los eventos que no alcanzaron el umbral de precipitación necesario para generar escorrentía cortical ( $V_{0EC}$ )

	n	P (mm)	I (mm)				EC (mm)			
			RS	CA	DP	MS	RS	CA	DP	MS
<i>Eventos &lt;V<sub>0EC</sub></i>										
<0.7 mm	92	32.5	32.5	32.5	-	-	0	0	-	-
<1 mm	188	62.4	-	-	62.4	-	-	-	0	-
<1.2 mm	206	80.6	-	-	-	80.6	-	-	-	0
<i>Eventos ≤ 10 mm</i>	358	717.4	113.7	210.9	287.5	327.3	81.3	60.9	35.2	38.0
<i>Eventos &gt; 10 mm</i>	46	857.6	38.6	170.7	249.6	333.6	227.3	185.2	141.5	76.3
<b>Total</b>	<b>404</b>	<b>1575</b>	<b>184.8</b>	<b>414.1</b>	<b>599.5</b>	<b>741.5</b>	<b>308.6</b>	<b>246.1</b>	<b>176.7</b>	<b>114.3</b>

$V_{0EC} = 0.7$  mm en *R. sphaerocarpa* y *C. arborescens*;  $V_{0EC} = 1$  mm en *D. pentaphyllum* y  $V_{0EC} = 1.2$  mm en *M. strasserii*

*Ensayos de campo vs. Ensayos de laboratorio*

El volumen de precipitación necesario para generar escorrentía cortical fue mayor que la capacidad de almacenamiento para todas las especies (Tabla 5.10). El valor de la capacidad de almacenamiento, obtenido en laboratorio, es independiente de la tasa de evaporación. Sin embargo, el volumen de precipitación natural necesario para que se humedezca la cubierta vegetal, se sature, y se genere escorrentía cortical es mucho mayor. Por este mismo motivo, las pérdidas por interceptación fueron mayores que lo que hubieran sido si sólo se debiesen a la capacidad de almacenamiento. Hay numerosos trabajos que calculan las pérdidas por interceptación a partir de la capacidad de almacenamiento, extrapolando a la comunidad en base a la densidad de la cubierta, suponiendo que durante el evento de lluvia las tasas de evaporación son mínimas (West y Gifford, 1976; Tromble, 1983; Dunkerley and Booth, 1999; Wood *et al.*, 1998). Este supuesto se acerca más a la realidad de las regiones húmedas, donde las tasas de evaporación durante el evento son menores de 1 mm h<sup>-1</sup> (Klaassen *et al.*, 1998, Klaassen, 2001), pero no de las regiones áridas y semiáridas, donde se han medido tasas de evaporación que oscilan entre 3 y 8 mm h<sup>-1</sup> (Domingo *et al.*, 1998; Dunkerley, 2008a).

Cabría esperar que las especies con mayor capacidad de almacenamiento fueran las que necesitasen más precipitación para que se iniciara la escorrentía cortical y las que mayores pérdidas por interceptación tuvieran. Sin

embargo, no se obtuvo una relación evidente entre estos parámetros.

Los valores de escorrentía cortical obtenidos en laboratorio se correspondieron relativamente bien con los valores obtenidos en campo, excepto para *R. sphaerocarpa*: se midió una escorrentía cortical en laboratorio de 9.7%, mientras que en campo se observó una escorrentía cortical mucho mayor, del 26.5% (Tabla 5.10).

Las discrepancias observadas entre los valores de campo y los de laboratorio en las pérdidas por interceptación y la escorrentía cortical, especialmente para las dos especies de valores extremos, *R. sphaerocarpa* y *M. strasserii*, hacen que ambos métodos sean difícilmente comparables. No se puede afirmar que con la información obtenida en el ensayo de laboratorio se puedan predecir los flujos de interceptación en condiciones naturales.

Los arbustos son las formas vegetales con el grado más alto de plasticidad fenotípica (Stutz, 1989). Esta plasticidad puede ser expresada dentro de una diversidad de arquitecturas que incluyen opciones, tanto de desarrollo vertical como horizontal (Nicola y Pickett, 1983; Charles-Dominique *et al.*, 2010). Como ya se comentó en el apartado “Flujos de interceptación” la morfología de algunas especies cambia con la edad, como respuesta a los factores limitantes del desarrollo, el agua en las etapas juveniles y los nutrientes en la etapa adulta. Pero además de la disponibilidad de agua y nutrientes, la exposición a la radiación solar, la competencia con otras especies, la



exposición a los herbívoros, y las perturbaciones antropogénicas hacen que una planta pueda adoptar morfologías diferentes (Valladares y Pearcy, 1998; Gómez Sal *et al.*, 1999). En consecuencia, la arquitectura de los arbustos puede ser muy diferente de una población a otra, adoptando formas diferentes en función del hábitat donde crezcan. Por eso, a pesar de los cuidados en el cultivo de los ejemplares de laboratorio, es posible que diferencias en la estructura de la copa entre los ejemplares de campo y los de laboratorio, especialmente en *R. sphaerocarpa* y *M. strasseri*, tengan relación con las discrepancias de resultados obtenidas.

Otra causa de discrepancias entre las estimaciones de campo y laboratorio es la fenología de los arbustos. Las estimaciones de laboratorio corresponden a un momento puntual, las de campo son la media de un conjunto de condiciones bióticas y abióticas. Como se muestra en la Figura 5.11, las pérdidas por interceptación varían a lo largo de las estaciones. Es posible que la capacidad de almacenamiento obtenida en laboratorio se haya visto también condicionada por el estado fenológico de las plantas.

Para resolver la cuestión con certeza es necesario un trabajo más exhaustivo, en el que se ponga especial cuidado en que la morfología y fenología de los arbustos sean las mismas en ambas condiciones de trabajo.

### Conclusiones

Pese a su limitación para los eventos de mayor intensidad ( $I > 7 \text{ mm h}^{-1}$ ), las cajas de interceptación resultaron adecuadas para caracterizar, en las condiciones ambientales del centro de España, los flujos de interceptación en arbustos de pequeño porte de forma automática para casi todas los eventos registrados.

Arbustos de características muy diferentes tuvieron efectos significativamente distintos sobre los flujos de interceptación con pérdidas de 10.3% en *R. sphaerocarpa* y mayores del 36% en *D. pentaphyllum* y en *M. strasseri*, valores comparables a los de la vegetación arbórea, y a los de vegetación de climas templados y tropicales. En relación a la escorrentía cortical, *D. pentaphyllum* y *M. strasseri* derivaron menos de un 11% de la precipitación por sus ramas y tallos, mientras que *R. sphaerocarpa* derivó un 20.3%.

El factor abiótico con mayor efecto sobre los flujos de interceptación, fue el volumen de precipitación. El volumen de escorrentía cortical creció de forma lineal con el volumen de precipitación, mientras que el porcentaje se incrementó hasta alcanzar valores prácticamente estables cuando la precipitación superó los 10 mm. El volumen de pérdidas por

interceptación se incrementó con el volumen de precipitación, mientras que el porcentaje se redujo hasta alcanzar valores estables cuando la precipitación superó los 10 mm. La influencia de otras variables abióticas que influyen sobre la tasa de evaporación ( $T$ ,  $HR$  y desarrollo temporal de cada evento de lluvia) hizo que la dispersión de las pérdidas por interceptación fuera mayor que la de la escorrentía cortical. La intensidad de la precipitación no tuvo efectos fáciles de interpretar sobre los flujos de interceptación, ya que casi todos los eventos de precipitación de la zona de estudio son de intensidad muy ligera o ligera.

A pesar de que los parámetros de tamaño y biomasa, y el ángulo de las ramas correlacionaron con los flujos de interceptación, el efecto biótico más importante, con diferencia, fue la especie. De esta forma el volumen de precipitación y la especie explicaron la mayor parte de la varianza observada en los flujos de interceptación. A medida que se incrementó la precipitación, el porcentaje de escorrentía cortical se incrementó de forma diferente según la especie hasta alcanzar diferentes valores estabilizados: un 29% para *R. sphaerocarpa* y *C. arborescens*, un 20% para *D. pentaphyllum* y un 15% para *M. strasseri*. Del mismo modo, los valores estabilizados para las pérdidas por interceptación (%) fueron mayores para *M. strasseri* y *D. pentaphyllum* que para *R. sphaerocarpa* o *C. arborescens*. La especie también influyó en la relación entre el volumen de precipitación y el porcentaje de trascolación, que permaneció constante para todas las especies, salvo para *M. strasseri*.

Durante el otoño y el invierno, la escorrentía cortical alcanzó sus valores máximos y las pérdidas por interceptación sus mínimos, coincidiendo con los eventos que aportaron mucha precipitación y en momentos en los que algunas especies carecían de hojas (*C. arborescens*). Durante la primavera y el verano la escorrentía cortical alcanzó sus valores mínimos y las pérdidas sus máximos, coincidiendo con eventos que aportaron poca precipitación y que sucedieron en condiciones que favorecieron la evaporación y en momentos en que las especies estaban en su máximo desarrollo. Las pérdidas fueron máximas en verano, salvo en *M. strasseri*, una especie que se desprende de gran parte de sus hojas en respuesta al estrés hídrico.

Los resultados obtenidos en condiciones de laboratorio no se correspondieron con los obtenidos en campo, sobre todo en *M. strasseri* y *R. sphaerocarpa*. La variabilidad morfológica y la plasticidad fenotípica de los arbustos podrían explicar esta divergencia de resultados.

El impacto hidrológico de los arbustos puede ser muy importante si las especies son capaces de formar masas densas. La gran variabilidad vinculada a la especie hace aún más interesante estudiar los flujos de interceptación en la vegetación que se está desarrollando como consecuencia del abandono agrario en la región Mediterránea. En una región como ésta, en la cual la mayoría de los eventos son de pequeña magnitud, las pérdidas por interceptación tienen

un gran impacto hidrológico. La variabilidad en los flujos de interceptación para eventos de pequeña magnitud ( $\leq 10$  mm) hace que sea más difícil predecir los efectos concretos de un tipo de vegetación. Los eventos de mayor magnitud ( $P > 10$  mm) tienen gran importancia en la generación de escorrentía cortical: a pesar de que ocurren pocas veces son decisivos para la supervivencia de las especies que utilizan este mecanismo de adaptación a la sequía.

**Tabla 5.10.** Comparación de los ensayos de laboratorio y de campo. Capacidad de almacenamiento (S) y escorrentía cortical (EC) medida en laboratorio con una precipitación simulada de 13 mm, frente al volumen de precipitación necesario para que se inicie la escorrentía cortical ( $V_{0EC}$ ), las pérdidas por interceptación (I) y la escorrentía cortical (EC) observadas en condiciones naturales para eventos mayores de 10 mm.

	Laboratorio		Campo		
	S (mm)	EC (%)	$V_{0EC}$ (mm)	I (%)	EC (%)
<i>R. sphaerocarpa</i>	0.33	9.7	0.66	4.5	26.5
<i>C. arborescens</i>	0.13	17.3	0.69	19.9	21.6
<i>D. pentaphyllum</i>	0.71	21.4	1.00	29.1	16.5
<i>M. strasserii</i>	0.26	3.8	1.13	38.9	8.9

**Agradecimientos**

Este trabajo fue financiado por la Comunidad de Madrid (proyecto FP04-DR1). Pablo García-Estringana recibió una beca predoctoral del INIA. El autor agradece a Alfredo Cuevas, a Ramón Moreno y a Jorge Delgado por su ayuda y entusiasmo.

**Referencias**

Aboal, J., Morales, D., Hernández, M.S., Jiménez, M.S. 1999. The measurement and modelling of the variation of stemflow in a laurel forest in Tenerife, Canary Islands. *Journal of Hydrology* 221, 161-175.

André, F., Jonard, M., Ponette, Q. 2008. Effects of biological and meteorological factors on stemflow chemistry within a temperate mixed oak-beech stand. *Science of The Total Environment* 393, 72-83.

Aston, A.R. 1979. Rainfall interception by 8 small trees. *Journal of Hydrology* 42, 383-396.

Bellot, J., Escarré, A. 1998. Stemflow and throughfall determination in a resprouted Mediterranean holm-oak forest, and changes by precipitation trends. *Annales des Sciences Forestières* 55, 847-865.

Belmonte Serrato, F., Romero Díaz, A. 1998. "A simple technique for measuring rainfall interception by small shrub: "interception flow collection box". *Hydrological Processes* 12, 471-481.

Calder, I.R. 1986. A stochastic model of rainfall interception. *Journal of Hydrology* 89, 65-71.

Calder, I.R. 1996. Dependence of rainfall interception on drop size .1. Development of the two-layer stochastic model. *Journal of Hydrology* 185, 363-378.

Cape, J.N., Brown, A.H.F., Robertson, S.M.C., Howson, G., Paterson, I.S. 1991. Interspecies comparisons of throughfall and Stemflow at three sites in northern Britain. *Forest Ecology and Management* 46, 165-177.

Carlyle-Moses, D.E. 2004. Throughfall, stemflow and canopy interception loss fluxes in a semi-arid Sierra Madre Oriental matorral community. *Journal of Arid Environments* 58, 180-201.

Carlyle-Moses, D.E., Price, A.G. 2006. Growing-season stemflow production within a deciduous forest of southern Ontario. *Hydrological processes* 20, 3651-3663.

Cecchi, G.A., Kröpfl, A.I., Villasuso, N.M., Distel, R.A. 2006. Stemflow and soil water redistribution in intact and disturbed plants of *Larrea divaricata* in southern Argentina. *Arid Land Research and Management* 20, 209-217.

- Charles-Dominique, T., Edelin, C., Bouchard, A. 2010. Architectural strategies of *Cornus sericea*, a native but invasive shrub of Southern Quebec, Canada, under an open or a closed canopy. *Annals of Botany* 105, 205-220.
- Crockford, R.H., Richardson, D.P. 1990. Partitioning of rainfall in an eucalypt forest and pine plantation in southeastern Australia: II Stemflow and factors affecting stemflow in a dry sclerophyll eucalypt forest and a *Pinus radiata* plantation. *Hydrological Processes* 4, 144-155.
- Crockford, R.H., Richardson, D.P. 2000 Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. *Hydrological processes* 14, 2903-2920.
- De Soyza, A., Whitford, W.G., Martínez-Meza, E., Van Zee, J.W. 1997. Variation in creosotebush (*Larrea tridentata*) Canopy morphology in relation to habitat, soil fertility and associated annual plant communities. *The American Midland Naturalist* 137, 13-26.
- Deguchi, A., Hattori, S., Park, H. 2006. The influence of seasonal changes in canopy structure on interception loss: application of the revised Gash model. *Journal of Hydrology* 318, 80-102.
- Domingo, F., Puigdefábregas, J., Moro, M.J., Bellot, J. 1994. Role of vegetation cover in the biogeochemical balances of a small afforested catchment in South Eastern Spain. *Journal of Hydrology* 159, 275-289.
- Domingo, F., Sánchez, G., Moro, M.J., Brenner, A.J., Puigdefábregas, J. 1998. Measurement and modelling of rainfall interception by three semi-arid canopies. *Agricultural and Forest Meteorology* 91, 275- 292.
- Dunkerley, D.L., Booth, T.L. 1999. Plant canopy interception of rainfall and its significance in a banded landscape, arid western New South Wales, Australia. *Water Resources Research* 35, 1581-1586.
- Dunkerley, D., 2000. Measuring interception loss and canopy storage in dryland vegetation. A brief review and evaluation of available research strategies. *Hydrological Processes* 14, 669-678.
- Dunkerley, D. 2008a. Intra-storm evaporation as a component of canopy interception loss in dryland shrubs: observations from Fowlers Gap, Australia. *Hydrological Processes* 22, 1985-1995.
- Dunkerley, D. 2008b. Identifying individual rain events from pluviograph records: a review with analysis of data from an Australian dryland site. *Hydrological Processes* 22, 5024-5036.
- Dunkerley, D.L. en prensa. Water interception on vegetation and elsewhere in the environment: significance, mechanisms, and research needs. *Earth-Science Reviews* submitted for publication.
- Enright, N. J. 1987. Stemflow as a nutrient source for nikau palm (*Rhopalostylis sapida*) in a New Zealand forest, *Australian Journal of Ecology* 12, 17-24.
- Fisher, F.M., Freeckman, D.W., Whitford, W.G. 1990. Decomposition and soil nitrogen availability in Chihuahuan Desert field microcosms. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 241-249.
- Gash, J., 1979. An analytical model of rainfall interception by forest. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 105, 43-55.
- Gómez Sal, A., Rey-Benayas, J.M., López-Pintor, A., Rebollo, S. 1999. Role of disturbance in maintaining a savanna-like pattern in Mediterranean *Retama sphaerocarpa* shrubland. *Journal of Vegetation Science* 10, 365-370.
- González-Andrés F, Alegre J, Ceresuela JL. 2005. The rhizobia nodulating shrubs for revegetation of arid lands: Isolation of native strains and specificity of the plant-rhizobia interaction by cross inoculation tests. *Arid Land Research and Management* 19, 307-326.
- Haase, P., Pugnaire, F.I., Clark, S.C., Incoll, L.D. 1996. Spatial pattern in a two-tiered semi-arid shrubland in Southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 7, 527-534.
- Hastings, B.K., Breshears, D.D., Smith, F.M. 2005. Spatial variability in rainfall erosivity versus rainfall depth: implications for sediment yield. *Vadose Zone Journal* 4, 500-504.
- Helvey, J.D., Patric, J.H. 1965. Canopy and litter interception of rainfall by hardwoods of eastern United States. *Water Resources Research* 1, 193-206.
- Herwitz, S.R. 1987. Raindrop impact and water-flow on the vegetative surfaces of trees and the effects on stemflow and throughfall generation. *Earth surface processes and landforms* 12, 425-432.
- Horton, R., 1919. Rainfall interception. *Monthly Weather Review* 47, 603-623.
- Huber, A., Iroumé, A. 2001. Variability of annual rainfall partitioning for different sites and forest covers in Chile. *Journal of Hydrology* 248, 78-92.

- Iida, S., Tanaka, T., Sugita, M. 2005. Change of interception process due to the succession from Japanese red pine to evergreen oak. *Journal of Hydrology* 315, 154-166.
- Jackson, I.J. 1975. Relationships between rainfall parameters and interception by tropical rainforest. *Journal of Hydrology* 24, 215-238.
- Keim, R.F., Skaugset, A.E., Weiler, M. 2006. Storage of water on vegetation under simulated rainfall of varying intensity. *Advances in Water Resources* 29, 974-986.
- Klaassen, W., Bosveld, F., de Water, E. 1998. Water storage and evaporation as constituents of rainfall interception. *Journal of Hydrology* 212-213, 36-50.
- Klaassen, W. 2001. Evaporation from rain-wetted forest in relation to canopy wetness, canopy cover, and net radiation. *Water Resources Research* 37, 3227-3236.
- Kummerow, J. 1989. Structural aspects of shrubs in mediterranean-type plant communities. In: Bellot, J. (Ed.), *Jornadas sobre las bases ecológicas para la gestión de ecosistemas terrestres. Opciones Mediterráneas, Série Séminaires, CIHEAM-IAMZ, Zaragoza, 3*, pp. 5-11.
- García-Estringana, P., Alonso-Blázquez, N., Alegre, J. 2010a. Water storage capacity, stemflow and water funneling in Mediterranean shrubs. *Journal of Hydrology* 389, 363-372.
- García-Estringana, P., Alonso-Blázquez, N., Marques, M.J., Bienes, R., Alegre, J. 2010b. Direct and indirect effects of Mediterranean vegetation on runoff and soil loss. *European Journal of Soil Science* 61, 174-185.
- Leonard, R.E., 1961. Net precipitation in a northern hardwood forest. *Journal of Geophysical Research* 66, 2417-2421.
- Lajtha, K., Whitford, W.G. 1989. The effect of water and nitrogen amendments on photosynthesis, leaf demography, and resource-use efficiency in *Larrea tridentata*, a desert evergreen shrub. *Oecologia* 80, 341-348.
- Levia, D.F., Frost, E.E. 2003. A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. *Journal of Hydrology* 274, 1-29.
- Levia, D.F., Van Stan, J.T., Mage, S.M., Kelley-Hauske, P.W. 2010. Temporal variability of stemflow volume in a beech-yellow poplar forest in relation to tree species and size. *Journal of Hydrology* 380, 112-120.
- Li, X.Y., Liu, L.Y., Gao, S.Y., Ma, Y.J., Yang, Z.P. 2008. Stemflow in three shrubs and its effect on soil water enhancement in semiarid loess region of China. *Agricultural and Forest Meteorology* 148, 1501-1507.
- Li, X.Y., Yang, Z.P., Li, Y.T., Lin, H. 2009. Connecting ecohydrology and hydrogeology in desert shrubs: stemflow as a source of preferential flow in soils. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 6, 1551-1580.
- Li, Z., Zhang, Y., Wang, S., Yuan, G., Yang, Y., Cao, M., 2010. Evapotranspiration of a tropical rain forest in Xishuangbanna, southwest China. *Hydrological Processes* 24, 2405-2416.
- López-Pintor, A., Espigares, T., Rey Benayas, J.M. 2003. Spatial segregation of plant species caused by *Retama sphaerocarpa* influence in a Mediterranean pasture: a perspective from the soil seed bank. *Plant Ecology* 167, 107-116.
- Llorens, P., Domingo, F. 2007. Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. *Journal of Hydrology* 335, 37-54.
- MAPYA 2002. Anuario de Estadística Agroalimentaria. Madrid 2003. [http://www.mapya.es/es/estadistica/Anu\\_02/indice.asp](http://www.mapya.es/es/estadistica/Anu_02/indice.asp). Accessed 20/10/2004
- Martínez-Meza, E., Whitford, W.G. 1996. Stemflow, throughfall and channelization of stemflow by roots in three Chihuahuan desert shrubs. *Journal of Arid Environments* 32, 271-287.
- Mauchamp, A., Janeau, J.L. 1993. Water funneling by the crown of *Flourensia cernua*, a Chihuahuan desert shrub. *Journal of Arid Environments* 25, 299-306.
- Merriam, R.A. 1961. Surface water storage on annual ryegrass. *Journal of Geophysical Research* 66, 1833-1838.
- Monson, R.K., Grant, M.C., Jaeger, C.H., Schettle, A.W. 1992. Morphological causes for the retention of precipitation in the crowns of alpine plants. *Environmental and Experimental Botany* 32, 319-327.
- Muzylo, A., Llorens, P., Valente, F., Keizer, J.J., Domingo, F., Gash, J.H.C. 2009. Review of rainfall interception modelling. *Journal of Hydrology* 370, 191-206.

- Návar, J., Bryan, R. 1990. Interception loss and rainfall redistribution by three semi-arid growing shrubs in northeastern Mexico. *Journal of Hydrology* 115, 51-63.
- Návar, J. 1993. The causes of stemflow variation in three semi-arid growing species of northeastern Mexico. *Journal of Hydrology* 145, 165-190.
- Naveh, Z., Whittaker, R.H. 1979. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in Northern Israel and other Mediterranean areas. *Vegetatio* 41, 171-190.
- Neal, C., Robson, A.J., Bhardwaj, C.L., Conway, T., Jeffery, H.A., Neal, M., Ryland, G.P., Smith, C.J., Walls, J. 1993. Relations between precipitation, stemflow and throughfall for a lowland beech plantation, Black Wood, Hampshire, southern England: findings on interception at a forest edge and the effects of storm damage. *Journal of Hydrology* 146, 221-233.
- Nicola, A., Pickett, S.T.A. 1983. The adaptive architecture of shrub canopies: Leaf display and biomass allocation in relation to the light environment. *New Phytologist* 93, 301-310.
- Nulsen, R.A., Bligh, K.J., Baxter, I.N., Solin, E.J., Imrie, D.H. 1986. The fate of rainfall in a malle and health vegetated catchment in southern western Australia. *Australian Journal of Ecology* 11, 361-371.
- Ovington, J.D. 1957. Dry-matter partitioning by *Pinus sylvestris* L. *Annals of Botany* 21, 287-314.
- Owens, M.K., Lyons, R.K., Alejandro, C.L. 2006. Rainfall partitioning within semiarid juniper communities: effects of events size and canopy cover. *Hydrological Processes* 20, 3179-3189.
- Pressland, A.J. 1973. Rainfall partitioning by an arid woodland (*Acacia aneura* F Muell) in south-western Queensland. *Australian Journal of Botany* 21, 235-245.
- Rosato, M., Castro, M., Roselló, J.A. 2008. Relationships of the woody *Medicago* species (section *dendrotelis*) assessed by molecular cytogenetic analyses. *Annals of Botany* 102, 15-22.
- Rutter, A., Kershaw, K., Robins, P., Morton, A. 1971. A predictive model of rainfall interception in forest. I. Derivation of the model from observation in a plantation of Corsican pine. *Agricultural Meteorology* 9, 367-384.
- Rutter, A., Morton, A., Robins, P. 1975. A predictive model of rainfall interception in forests. II. Generalization of the model and comparison with observations in some coniferous and hardwood stands. *Journal of Applied Ecology* 12, 367-380.
- Scarascia-Mugnozza, G., Oswald, H., Piussi, P., Radoglou, K., 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132, 97-109.
- Schellekens, J., Bruijnzeel, L.A., Scatena, F.N., Bink, N.J., Holwerda, F. 2000. Evaporation from a tropical rain forest, Luquillo Experimental Forest, eastern Puerto Rico. *Water Resources Research* 36, 2183-2196.
- Schlesinger, W.H., Abrahams, A.D., Parsons, A.J., Wainwright, J. 1999. Nutrient losses in runoff from grassland and shrubland habitats in Southern New Mexico: I. Rainfall simulation experiments. *Biogeochemistry* 45, 21-34.
- Specht, R.L. 1957. Dark Island Heath (nony-Mile Plant, South Australia). IV. Soil moisture patterns produced by rainfall interception and stemflow. *Australian Journal of Botany* 5, 137-150.
- Stutz, H.C. 1989. Evolution of shrubs, In: Mckell, C.M. (Ed.), *The biology and utilization of shrubs*. Academic Press, San Diego, California., pp. 323- 340.
- Tokay, A., Short, D.A. 1996. Evidence from tropical raindrop spectra of the origin of rain from stratiform versus convective clouds. *Journal of Applied Meteorology* 35, 355-371.
- Tomaselli, R.R. 1981. Main physiognomic types and geographic distribution of shrub systems related to Mediterranean climates. In: *Ecosystems of the world 11. Mediterranean-type shrub lands*, pp. 95-106.
- Trimble, S.W., Weirich, F.H. 1978. Reforestation reduces streamflow in the Southeastern United States. *Journal of soil and water conservation* 42, 274-276.
- Tromble, J.M. 1983. Interception of rainfall by tarbush. *Journal of Range Management* 36, 525-526.
- Tromble, J.M. 1988. Water Interception by two arid land shrubs. *Journal of Arid Environments* 15, 65-70.
- Valladares, F., Pearcy, R.W. 1998. The functional ecology of shoot architecture in sun and shade plants of *Heteromeles arbutifolia* M. Roem., a Californian chaparral shrub. *Oecologia* 114, 1-10.
- Van Dijk, A.I.J.M., Meester, A.G.C.A., Schellekens, J., Bruijnzeel, L.A. 2005. A two-parameter exponential rainfall depth-intensity distribution applied to runoff and erosion modelling. *Journal of Hydrology* 300, 155-171.
- West, N.E., Gifford, G.F. 1976. Rainfall interception by cool-desert shrubs. *Journal of Range Management* 29, 171-172.

Wood, M.K., Jones, T.L., Vera-Cruz, M.T. 1998. Rainfall interception by selected plants in the Chihuahuan Desert. *Journal of Range Management* 51, 91-96.

Zinke, P.J. 1967. Forest Interception studies in the United States. In: *Symposium on Forest Hydrology*, New York Pergamon Press. pp. 137-161.



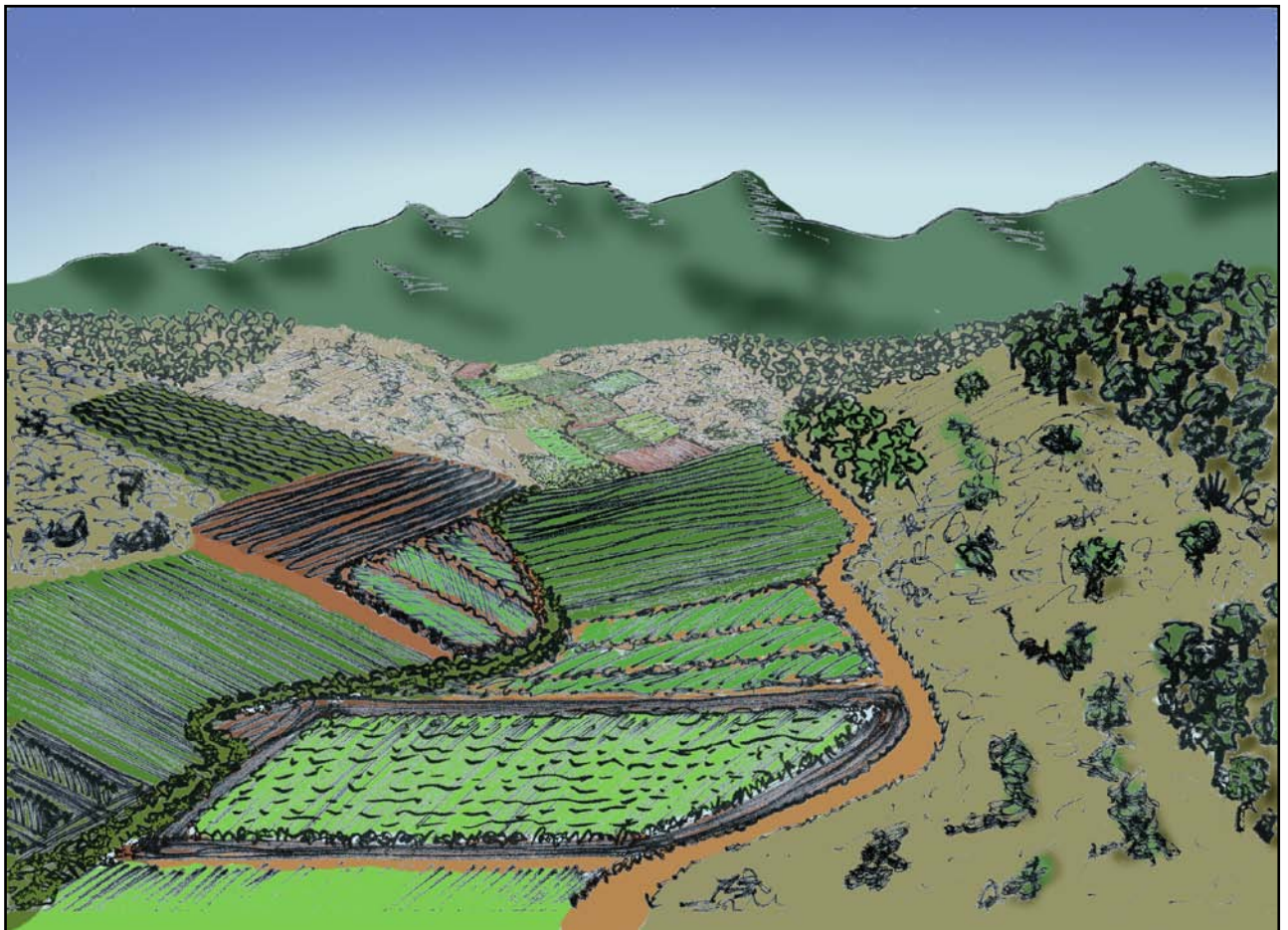




# Capítulo 6

## Síntesis y Conclusiones

---





## Capítulo 6

### Síntesis y Conclusiones

#### Síntesis general

Este capítulo sintetiza los principales resultados de los trabajos llevados a cabo para el desarrollo de la tesis, analizando desde una perspectiva integradora los efectos del abandono de la actividad agraria sobre los fenómenos hidrológicos y erosivos en el ambiente mediterráneo-continental del centro de la Península Ibérica. La integración de los efectos sobre la generación de escorrentía y la pérdida de suelo y sobre los flujos de interceptación de la vegetación espontánea que coloniza el suelo y de varias especies de arbustos mediterráneos, facilita el estudio de los efectos de los cambios en el tipo de vegetación sobre los recursos agua y suelo, ayuda a predecir la evolución de las laderas cuando se abandona el uso agrícola y facilita la toma de decisiones de gestión en estas regiones.

La vegetación es clave en la hidrología y la erosión, especialmente en la región Mediterránea donde el agua es un recurso escaso y el riesgo de erosión hídrica es elevado. El tipo de vegetación, herbácea o arbustiva, condiciona la dinámica de la infiltración, la generación de escorrentía superficial, la circulación del agua y la producción de sedimentos (Capítulos 2 y 3). Esto es consecuencia de diferencias en las características físicas de cada cubierta vegetal, pero también de diferencias en cambios asociados a propiedades del suelo (Capítulo 2). La efectividad de uno u otro tipo de cubierta, depende a su vez del tipo de evento de precipitación y de la longitud de la ladera (Capítulo 3). La vegetación leñosa tiene importantes efectos sobre el volumen de agua que llega al suelo y sobre su distribución espacial. Esto es consecuencia del proceso de interceptación de la lluvia, que depende de factores abióticos y bióticos, incluyendo en estos últimos, de forma fundamental, la especie vegetal. Las diferencias entre especies son difíciles de modelizar en base a caracteres biométricos sencillos (Capítulos 4 y 5).

A continuación, en dos secciones consecutivas, se exponen los principales resultados del estudio de la vegetación herbácea y arbustiva en relación a los flujos hidrológicos y la pérdida de suelo. En una tercera sección se sintetizan las relaciones con los factores bióticos y abióticos.

#### Influencia sobre los flujos de escorrentía y la pérdida de suelo

El abandono de la actividad agraria da lugar a una rápida colonización del suelo por especies de vegetación herbácea que forman un pastizal capaz de reducir al mínimo la erosión laminar. En tan sólo seis meses cubre el 70% de la superficie y reduce la pérdida de suelo en un 95% (Tabla 2.2 y Figura 2.2), con tasas de  $0.02 \text{ t ha}^{-1}$ , niveles semejantes a los registrados en laderas no degradadas. En cambio su capacidad para regular la escorrentía es menor y en seis meses reduce la escorrentía un 58%. Dieciocho meses después del abandono, cuando el pastizal está completamente desarrollado, la tasa de escorrentía continua siendo moderadamente alta ( $20.8 \text{ mm h}^{-1}$ ; Tabla 2.2.), generando flujos superficiales de agua con potencial para ocasionar erosión en surcos ladera abajo.

Los arbustos reducen drásticamente las pérdidas de suelo y la escorrentía, aunque su efecto depende de la especie. *Dorycnium pentaphyllum*, *Colutea arborescens* y *Medicago strasseri* reducen en más de un 97% la pérdida de suelo, mientras que *R. sphaerocarpa* reduce un 59% la pérdida de suelo. La capacidad de regulación hídrica de *D. pentaphyllum* y *M. strasseri* fue muy

elevada, reduciendo las tasas de escorrentía por debajo de  $7.4 \text{ mm h}^{-1}$ , y también *C. arborescens* que regula la escorrentía hasta tasas de  $16.9 \text{ mm h}^{-1}$ . En cambio *R. sphaerocarpa* apenas reduce la escorrentía ( $56 \text{ mm h}^{-1}$ ) y genera tasas de infiltración sólo 3 veces superiores a la del suelo desnudo, recién abandonado (Tabla 2.3).

La mayor parte de los efectos del pastizal se deben a la presencia física de la cubierta aérea (casi el 90%) y desaparecen de forma inmediata si la cubierta se pierde. En cambio gran parte de los efectos de los arbustos perduran: un 47% de los efectos en *C. arborescens*, un 69% en *R. sphaerocarpa*, un 75% en *D. pentaphyllum* y un 100% en *M. strasseri* (Figura 2.5). Aunque se pierda la cubierta aérea y la hojarasca, los efectos de los arbustos sobre la infiltración se mantienen. En la práctica, tanto el pastizal como los arbustos reducen drásticamente la pérdida de suelo y considerablemente la escorrentía, con la única diferencia que el pastizal regula peor la generación de escorrentía que la mayor parte de las especies de arbustos estudiadas. Esta aparente semejanza entre las cubiertas desaparece cuando se analizan sus efectos con detalle. Un mayor aporte de materia orgánica y un sistema radicular más desarrollado hacen que los efectos de los arbustos sean más profundos y estables y en consecuencia, más persistentes. En la región Mediterránea, expuesta a frecuentes perturbaciones como los incendios, la presencia de arbustos potencia la capacidad de regulación hídrica y la estabilidad del suelo. Por tanto su progresiva y lenta aparición natural o su introducción mediante programas de revegetación con arbustos son básicas para la recuperación de los suelos agrícolas que adquieren mayor estabilidad y para las cuencas hidrológicas que aumentan su capacidad de regulación. La caracterización del pastizal y las especies arbustivas, separando los efectos directos e indirectos en cada tipo de cubierta, aporta información valiosa para su aplicación en los modelos de predicción de la erosión en ambientes mediterráneos.

El desarrollo de arbustos es más lento que el desarrollo del pastizal. Incluso si se realiza una plantación, son necesarios entre 12 y 24 meses para que los arbustos cubran un 40% de la superficie, y entre 20 y 30 meses para que alcancen valores de cobertura óptimos, del 70% (Figura 3.2). Durante su establecimiento los arbustos apenas reducen la escorrentía ni la pérdida de suelo. En cambio, después de este período reducen la escorrentía (84-95%) y la pérdida de suelo (95-99%) con tasas de erosión inferiores a  $2 \text{ t ha}^{-1}$  (Tabla 2.6). Por tanto, durante la etapa inicial después del abandono del uso agrario, el pastizal es más eficaz en la protección y regulación hídrica del suelo que los arbustos.

En términos relativos la escorrentía y la erosión medidas en pequeña parcela son semejantes a las obtenidas en parcelas USLE, sobre todo cuando se comparan para eventos de lluvia de alta intensidad. No obstante, en términos absolutos las tasas de escorrentía y la pérdida de suelo obtenidas en una parcela USLE es muy diferente de la previsible a partir de los resultados observados en pequeña parcela. La naturaleza no lineal de la infiltración y la imposibilidad de reproducir las cambiantes condiciones naturales del suelo en una ladera, hacen inútil la extrapolación de valores absolutos de escorrentía o de pérdida de suelo medidas en pequeña parcela a escalas mayores.

### Influencia sobre los flujos de interceptación

#### *Influencia sobre las pérdidas por interceptación*

Los arbustos pueden generar pérdidas por interceptación de una magnitud similar a la de los bosques. La capacidad de almacenamiento de los arbustos oscila entre  $0.35 \text{ mm}$  y  $3.24 \text{ mm}$  (Tabla 4.2), y sus pérdidas por interceptación oscilan entre el 10% para *R. sphaerocarpa* y más del 36% para *D. pentaphyllum* y *M. strasseri* (Figura 5.6). Para cubiertas densas la precipitación que llegaría al suelo sería la mitad en matorral de *D. pentaphyllum*, *M. strasseri*, *L. latifolia* o *C. albidus* (Tabla 4.2) que la que llegaría en comunidades dominadas por *R. sphaerocarpa* (Tabla 5.9).

Combinar los efectos beneficiosos de los arbustos en la protección del suelo minimizando la repercusión hidrológica de las pérdidas por interceptación, es una tarea que se plantea fundamental en un escenario de cambio global, en la que grandes superficies de cultivo se están abandonando dando paso a vegetación de pastizal en la que poco a poco prolifera vegetación arbustiva. El presente estudio no ha tratado de calcular un óptimo de cobertura, pero ha permitido caracterizar la efectividad de las diferentes cubiertas en el control de las pérdidas de suelo y por otro lado determinar las pérdidas por interceptación asociadas. En

30 meses los arbustos son capaces de cubrir más del 70% del suelo, reduciendo las pérdidas de suelo a tasas inferiores a  $0.5 \text{ t ha}^{-1}$  (Figura 3.2, Tabla 3.7), incluso en condiciones de lluvia de máxima intensidad (Tabla 2.3). Para estos porcentajes de cobertura del suelo, las pérdidas por interceptación oscilan entre el 10% de *R. sphaerocarpa* y el 43% de *M. strasseri* (Figura 5.6). De estos resultados se deriva que el óptimo de cobertura para cada especie sería muy diferente. Coberturas densas de especies como *M. strasseri* o *D. pentaphyllum*, pueden reducir a la mitad el agua que llegaría al suelo modificando drásticamente los recursos hídricos de la cuenca, mientras que las mismas coberturas con *C. arborescens* o *R. sphaerocarpa* tendrían una repercusión mucho menor en los recursos hídricos (Tabla 5.9).

*R. sphaerocarpa* es el arbusto más característico de los pastizales que colonizan el suelo tras el abandono de la agricultura en el centro de la Península Ibérica. Tiene poca eficacia para proteger el suelo, pero aún así, reduce un 59% la pérdida de suelo (Tabla 2.3) sin apenas generar pérdidas por interceptación (10%). Esos son sus efectos medidos en una situación experimental, libre de la cubierta herbácea que siempre le acompaña en el pastizal. En ese contexto, más complejo, es un arbusto que incrementa la estabilidad del ecosistema sin apenas influir en el volumen de agua que llega al suelo.

Los resultados sugieren que en regiones áridas y semiáridas, la idea de un óptimo de cobertura vegetal debe considerar conjuntamente la protección del suelo y la disponibilidad de agua. Son tan importantes las diferencias en la efectividad para proteger el suelo y en las pérdidas por interceptación entre los arbustos, que la especie vegetal tiene entidad suficiente para ser considerada de una forma más precisa en la gestión de la erosión y de los recursos hídricos.

#### *Influencia sobre la trascolación y la escorrentía cortical*

El flujo de escorrentía cortical también presenta una gran variabilidad asociada a la especie, tanto en condiciones controladas donde la escorrentía cortical oscila entre un 3.8% y un 26.4% en las 9 especies estudiadas (Tabla 4.2), como en condiciones naturales con valores que oscilan entre el 7% de *M. strasseri* y el 20% de *R. sphaerocarpa* (Figura 5.6). El flujo de escorrentía cortical concentra la precipitación, recibiendo el suelo en la zona basal del tronco 104 veces más de agua que la que hubiera recibido si el arbusto no estuviera presente con importantes variaciones asociadas a la especie, con valores que oscilan entre 30 veces más de agua recibida en el tallo basal de *C. ladanifer* y 260 veces más en *D. pentaphyllum* (Tabla 4.2).

Esta concentración de agua en el suelo, alrededor de la base del tallo, tiene un importante efecto ecológico, ya que como está descrito en la bibliografía, el agua se infiltra más deprisa y a mayor profundidad en el área basal del tallo, favoreciendo el almacenamiento de agua en profundidad y la supervivencia en condiciones de aridez. Este es el caso de especies como *L. latifolia* o *R. officinalis* que son capaces de derivar más del 20% de la precipitación hacia la base de su tallo (Tabla 4.2). En cambio, otras especies como *M. strasseri* se defienden de la aridez con otros mecanismos y muestran un bajo porcentaje de escorrentía cortical.

En clima mediterráneo continental los eventos de gran magnitud son escasos, pero no por ello dejan de ser importantes. Es en este tipo de eventos cuando las plantas que se benefician de la escorrentía cortical pueden derivar grandes volúmenes de agua hacia la base de sus tallos (ver sección siguiente).

#### *Metodología*

De las dos metodologías empleadas para medir la capacidad de almacenamiento, la técnica de inmersión dio valores inferiores a la simulación y en diferente proporción según la especie (Figura 4.5). Los resultados obtenidos en este trabajo de tesis indican que, incluso preservando íntegra la estructura del arbusto, la inmersión subestima la capacidad de almacenamiento. Durante la inmersión la superficie vegetal se humedece menos que bajo precipitación simulada, y ésto sucede a pesar de que una mayor superficie vegetal está en contacto con el agua durante la inmersión. En la misma línea que otros trabajos, esta tesis pone de manifiesto que ambos métodos no son comparables. La precipitación simulada genera condiciones de humedecimiento más cercanas a la realidad formando gotas coherentes que impactan sobre la superficie vegetal expuesta a la lluvia y no sobre toda la superficie. Las grandes diferencias observadas entre un método y otro para especies muy diferentes hacen que el método de simulación sea el más fiable para predecir la capacidad de almacenamiento.

La "caja de interceptación" permitió medir de forma automática los flujos de interceptación casi en la totalidad de los eventos de lluvia (91%). El diseño de la caja de interceptación es adecuado para las precipitaciones del área de estudio y posibilita el registro automático con vegetación de pequeño porte como los arbustos, permitiendo caracterizar la influencia de los factores abiótico en un tipo de vegetación tan poco estudiado hasta la fecha.

Este trabajo ha demostrado que las pérdidas por interceptación en regiones semiáridas son mucho mayores que las esperadas por la simple extrapolación de la capacidad de almacenamiento observada en laboratorio. No obstante se observaron discrepancias entre los valores obtenidos en condiciones controladas en laboratorio y los obtenidos en condiciones naturales en campo, tanto en las pérdidas por interceptación como en la escorrentía cortical, especialmente para dos especies: *R. sphaerocarpa* y *M. strasseri*. Estas discrepancias hacen que ambos métodos sean difícilmente comparables (Capítulo 5). La elevada plasticidad fenotípica de los arbustos dificulta la comparación entre ejemplares cultivados en maceta con ejemplares que se desarrollan en condiciones naturales. Para resolver esta cuestión con certeza es necesario un trabajo más exhaustivo, en el que se ponga especial cuidado en que la morfología y fenología de los arbustos sean las mismas en ambas condiciones de trabajo.

### **Influencia de los factores bióticos y abióticos en los flujos de infiltración, escorrentía, pérdida de suelos y flujos de interceptación**

#### *Influencia de los factores bióticos*

La mayoría de los modelos de predicción de los flujos de escorrentía superficial, la erosión y los flujos de interceptación se basan en variables biométricas de fácil determinación: parámetros relacionados con la morfología, la estructura y la biomasa, como la cobertura, la altura, el diámetro del tronco, el área basal, la densidad de la cubierta y el índice de área foliar.

Para los arbustos la escorrentía superficial y la pérdida de suelo bajo su cubierta dependen de factores bióticos relacionados con su tamaño y su área de influencia: el diámetro de la copa y la cobertura aérea (Tabla 2.5). A partir de ellos se pueden predecir cambios en la escorrentía ya que son parámetros que están relacionados tanto con efectos directos como con los indirectos. No obstante, el efecto del diámetro y la cobertura no es independiente de la especie. Para un mismo porcentaje de cobertura, *C. arborescens* reduce de forma más eficiente la escorrentía que *D. pentaphyllum* o *M. strasseri* y mucho más que *R. sphaerocarpa* (Figura 2.4).

En relación a los flujos de interceptación, la capacidad de almacenamiento depende de parámetros de biomasa, densidad y del LAI, pero apenas depende de variables dendrométricas (Tabla 4.3). Pero es importante destacar la fuerte influencia de los detalles anatómicos (pubescencia, rigidez de las ramas, ángulo de inserción de las hojas y ramas) en la capacidad de almacenamiento y en la escorrentía cortical (Figuras 4.2 y 4.3). De esta forma *C. ladanifer*, a pesar de ser la especie con mayor LAI, tiene la capacidad de almacenamiento más baja porque apenas tiene pubescencia y la disposición de la hoja favorece el goteo y no el almacenamiento (Figura 4.4G). Medir las variables bióticas más comunes no es suficiente para estimar la capacidad de almacenamiento, y es necesario un mayor esfuerzo en identificar otros parámetros que permitan mejorar la capacidad de predicción de los flujos de interceptación.

En los flujos de trascolación y escorrentía cortical, los parámetros relacionados con el tamaño y la biomasa son los más importantes, tanto cuando éstos se expresan en valor absoluto como en valor relativo (Tabla 4.3 y Tabla 5.6). La arquitectura del arbusto, representada por el ángulo de las ramas, también está relacionada con la escorrentía cortical, siendo mayor cuanto más inclinados están los tallos respecto a la horizontal (Tabla 5.6). El ángulo de las ramas se emplea para estudiar la semejanza de la arquitectura de la planta a un embudo capaz de concentrar el agua en un punto. En este trabajo se ha demostrado que una estructura en forma de embudo favorece la escorrentía cortical pero no es suficiente por sí misma. De este modo *M. strasseri*, con arquitectura en forma de embudo, presenta un bajo porcentaje de escorrentía cortical por la posición relativa del peciolo de las hojas respecto al ápice (Figura 4.4H). Una estructura en forma de embudo es un pre-requisito para que haya un alto porcentaje de escorrentía cortical, pero la posición de las hojas, su orientación y su tamaño pueden afectar mucho a la escorrentía cortical.

#### *Influencia de los factores abióticos*

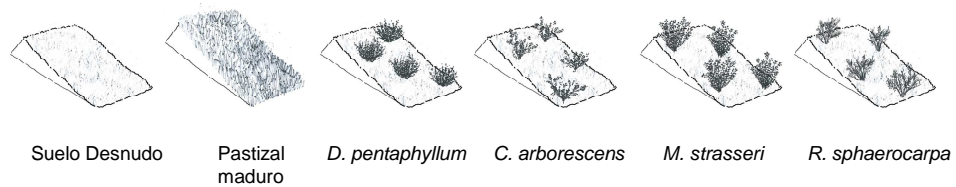
En nuestro ambiente sólo unas pocas lluvias generan volúmenes de escorrentía superiores a 4 mm y pérdidas de suelo superiores a 1 t ha<sup>-1</sup>, siendo la intensidad instantánea de la precipitación el factor abiótico más relacionado con la generación de escorrentías y la erosión (Figura 3.3A y Tabla 3.4).

La efectividad de los arbustos para reducir la escorrentía es mucho mayor con eventos de lluvia intensos y con suelo no saturado de humedad. En esas condiciones, que son las condiciones en las que se generan más problemas de erosión en el área de estudio, las reducciones de escorrentía superan el 92%. Los arbustos no son tan efectivos cuando las escorrentías se generan con eventos poco intensos, pero de magnitud importante y con niveles de humedad del suelo cercanos a la saturación, condiciones que son más características de climas húmedos. Para estas condiciones la reducción de la escorrentía oscila entre el 63% y el 93% según la especie (Figura 3.5). Sólo *M. strasseri* influyó decisivamente en este tipo de eventos por su gran capacidad para modificar las propiedades del suelo e incrementar la capacidad de infiltración. En cambio *C. arborescens* fue la especie menos eficaz en estas situaciones propias de otoños lluviosos, ya que su capacidad de protección del suelo se reduce en otoño e invierno por ser una especie de hoja caduca.

Es frecuente que la magnitud de los eventos se relacione con la magnitud de los flujos de interceptación, pero no tanto con el porcentaje de los mismos. Sin embargo en este trabajo la magnitud de los eventos está relacionada tanto con el volumen como con el porcentaje de los diferentes flujos de interceptación: la escorrentía cortical se incrementa y las pérdidas por interceptación se reducen, ambas de forma logarítmica, hasta alcanzar valores estables para eventos de más de 10 mm (Figura 5.7). A pesar de la gran influencia del volumen de precipitación, el efecto de la especie es considerable. La escorrentía cortical crece más rápidamente con el volumen de precipitación para *R. sphaerocarpa* y *C. arborescens* que para *D. pentaphyllum* y *M. strasseri* (Figura 5.8a y 5.8b). Las diferencias entre especies son máximas cuando el evento aporta una precipitación superior a 10 mm (Tabla 5.7 y Tabla 5.8). En relación a las pérdidas por interceptación, su relación con el volumen de precipitación es menos precisa (Figura 5.10) debido a que otros factores abióticos como la temperatura, la humedad relativa y la dinámica de cada evento influyen en la evaporación. La intensidad de las precipitaciones apenas influye en los flujos de interceptación en una región en la que la mayoría de los eventos son ligeros o muy ligeros (Tabla 5.2 y Tabla 5.6).

Cuando predominan los eventos de pequeña magnitud los flujos de interceptación son muy variables porque no alcanzan valores estabilizados, ocurren en rangos de precipitación donde cambian rápidamente, y por ello son más difíciles de predecir (Figura 5.7 y Figura 5.9).

La estacionalidad combina el efecto de los parámetros bióticos y abióticos. Durante el otoño y el invierno, la escorrentía cortical alcanza sus porcentajes máximos y las pérdidas sus porcentajes mínimos: durante este período los eventos aportan grandes volúmenes de precipitación y algunas especies como *C. arborescens* han perdido sus hojas reduciendo al máximo su capacidad de almacenamiento. Durante la primavera y el verano, la escorrentía cortical alcanza sus porcentajes mínimos y las pérdidas sus porcentajes máximos: las condiciones atmosféricas favorecen la evaporación y la vegetación está en la época de máximo crecimiento, como es el caso de *C. arborescens* que durante esta época conserva todas sus hojas. En *M. strasseri*, a diferencia de lo observado en el resto de especies, las pérdidas por interceptación son menores en verano que en primavera (Figuras 5.11D y 5.11E), ya que se desprende de sus hojas para reducir la transpiración durante los meses más secos para defenderse de la aridez.



			18	30	20	24	-	
$t_{\text{colonización}}$ (meses)								
Escorrentía y Pérdida de suelo	Pequeña escala	R ( $\text{mm h}^{-1}$ )	92,5	20,8	7,4	16,9	6,2	56,0
		Er ( $\text{g m}^{-2}$ )	37,5	0,9	4,5	3,7	1,7	61,4
	Media escala	$R_T$ (mm)	-	-	16,0	21,2	7,1	-
		Er ( $\text{g m}^{-2}$ )	-	-	1,21	1,92	0,34	-
	Efectos	Directos (%)	-	88	25	53	0	31
		Indirectos (%)	-	12	75	47	100	69
Flujos de interceptación	$S_A$ (mm)	-	-	0,71	0,13	0,26	0,33	
	I (%)	-	-	36	25	43	10	
	TR (%)	-	-	53	59	50	70	
	EC (%)	-	-	11	17,	7	20	
	FR	-	-	260	134	97	67	



**Figura 6.1.** Diagrama de síntesis de los principales resultados en relación a la caracterización del pastizal desarrollado después del abandono de la actividad agraria y de cuatro especies de arbustos mediterráneos (*Dorycnium pentaphyllum*, *Colutea arborescens*, *Medicago strasseri* y *Retama sphaerocarpa*) sobre la hidrología y la pérdida de suelo a pequeña escala (R, Tasa de escorrentía estabilizada, Er, epérdida de suelo) y a media escala ( $R_T$ , escorrentía total durante un período de cuatro años), separando los efectos directos, asociados a la cubierta aérea, de los indirectos, asociados a los cambios en las propiedades del suelo con respecto al suelo continuamente desnudo (referencia USLE). y el suelo desnudo de pastizal recién aclarado (referencia WEPP), y sobre los flujos de interceptación ( $S_A$ , capacidad de almacenamiento por unidad de superficie, I, pérdidas por intercpetión, TR, Trascolución, EC, Escorrentía cortical y FR, "Funnel Ratio")



## Conclusiones

1. El pastizal natural desarrollado después de 13 años de abandono de la actividad agraria es muy efectivo en reducir la erosión laminar, aunque su efecto sobre la escorrentía es menor con tasas de escorrentía suficientes para generar flujos superficiales con gran capacidad de transporte y erosión en surcos a escala de ladera. El efecto protector del pastizal se hace patente tan sólo seis meses después del abandono de la actividad agraria, limitando el alto riesgo de erosión a los seis primeros meses después del abandono.
2. La vegetación arbustiva reduce la escorrentía y la pérdida de suelo, aunque la magnitud de su efecto depende de la especie: *C. arborescens*, *D. pentaphyllum* y *M. strasseri* reducen drásticamente la escorrentía y la pérdida de suelo, mientras que los efectos de *R. sphaerocarpa* son moderados. El efecto de los arbustos es semejante al del pastizal si únicamente se consideran las tasas de escorrentía y erosión, pero en el pastizal la práctica totalidad de los efectos desaparecen cuando se pierde la cubierta aérea, mientras que en los arbustos, al menos la mitad de los efectos permanecen. Los arbustos no sólo reducen las tasas de escorrentía y erosión a niveles bajos, sino que potencian la estabilidad del suelo y la capacidad de regulación hídrica, haciendo al ecosistema más estable a las perturbaciones. El desarrollo de una u otra especie de arbusto tiene diferentes consecuencias hidrológicas ya que la importancia relativa de los efectos indirectos depende de la especie, siendo máximos en *M. strasseri* con un 100% y mínimos en *C. arborescens* con un 47%.
3. En condiciones reales de precipitación y a escala de ladera, los efectos de *D. pentaphyllum*, *C. arborescens* y *M. strasseri* sobre la escorrentía y las pérdidas de suelo relativas al suelo recién abandonado fueron semejantes a las obtenidas en condiciones de lluvia simulada y pequeña parcela, con reducciones superiores al 84% para la escorrentía y superiores al 95% para la pérdida de suelo. La especie más efectiva fue *M. strasseri*, que apenas se ve influida por las características de la precipitación o la estacionalidad, y la menos efectiva fue *C. arborescens* debido a su menor capacidad para incrementar la infiltración del suelo y a que es una especie de hoja caduca.
4. La efectividad de los arbustos en el control de la escorrentía y la erosión es máxima cuando se producen eventos de alta intensidad y es menor cuando los eventos no son tan intensos y suceden en condiciones de elevada humedad del suelo.
5. La capacidad de almacenamiento y las pérdidas por interceptación presentan una gran variabilidad asociada a la especie, con rangos que oscilan entre 0.35 mm y 3.24 mm y entre el 10% y el 44% respectivamente. Pese a su pequeño porte, hay arbustos capaces de almacenar grandes volúmenes de agua y generar elevadas pérdidas por interceptación. En relación a las pérdidas por interceptación la repercusión de la proliferación de vegetación arbustiva dependerá de la especie, siendo máxima en especies como *D. pentaphyllum* o *R. officinalis* y mínima en especies como *R. sphaerocarpa*, y también de su capacidad para formar comunidades densas, como es el caso de arbustos de los géneros *Cistus*, *Cytisus* y *Rosmarinus*. Sin embargo *M. strasseri*, tiene una elevada capacidad de almacenamiento y genera elevadas pérdidas por interceptación, pero de forma natural crece aisladamente allí donde puede escapar de la acción de los herbívoros.
6. La escorrentía cortical también presenta una gran variabilidad asociada a la especie, con un rango que oscila entre el 3.8% y el 26.4% para los 9 arbustos estudiados. Hay especies como *L. latifolia* o *R. officinalis* con valores de escorrentía cortical superiores al 20%, favoreciendo su supervivencia en condiciones de aridez, mientras que hay especies con valores inferiores al 10%, típicos de especies cuyo mecanismo de adaptación a la sequía no consiste en aprovechar la escorrentía cortical, como es el caso de *M. strasseri*. Es durante los eventos de gran magnitud, tan poco frecuentes en la región Mediterránea, cuando las especies que emplean la escorrentía cortical como mecanismo adaptativo pueden almacenar grandes volúmenes de agua en profundidad.
7. El método de inmersión subestima la capacidad de almacenamiento en diferente proporción según la especie. La capacidad de almacenamiento determinada mediante simulación de lluvia no puede ser predicha a partir de los valores determinados por la técnica de inmersión. Las hojas y los tallos pueden almacenar gotas coherentes bajo precipitación, pero no cuando se sumergen.
8. La caja de interceptación desarrollada permite medir de forma automática los flujos de interceptación en la gran mayoría de los eventos de precipitación que se registran en el centro de la Península Ibérica, y así caracterizar los flujos de interceptación en arbustos de pequeño porte.

9. La escorrentía superficial, la infiltración, la pérdida de suelo y los flujos de interceptación dependen de factores bióticos relacionados con el tamaño, como la cobertura y la biomasa, pero es la especie el factor biótico más importante. La especie determina los cambios que la vegetación induce en las propiedades del suelo y en el almacenamiento y distribución de los flujos de interceptación, muy influenciados por características anatómicas como la pubescencia y la posición relativa de las hojas respecto a los tallos. Una estructura en forma de embudo no garantiza altos porcentajes de escorrentía cortical si estas características anatómicas no favorecen que el agua escurra hacia los tallos.

10. El volumen de escorrentía cortical se incrementa linealmente con la precipitación, mientras que el porcentaje de escorrentía cortical se incrementa de forma logarítmica hasta alcanzar un valor estable a partir de los 10 mm. El volumen de pérdidas por interceptación también se incrementa con la precipitación, pero el porcentaje de pérdidas se reduce de forma logarítmica hasta alcanzar un valor estable a partir de los 10 mm. El volumen de precipitación y la especie explicaron la mayor parte de la varianza observada en los flujos de interceptación. A medida que se incrementa la precipitación, el porcentaje de escorrentía cortical se incrementa de forma diferente según la especie hasta alcanzar diferentes valores estabilizados: un 29 % para *R. sphaerocarpa* y *C. arborescens*, un 20 % para *D. pentaphyllum* y un 15 % para *M. strasseri*. Por otro lado, las pérdidas por interceptación se reducen hasta diferentes valores estabilizados, mayores para *M. strasseri* y *D. pentaphyllum* que para *R. sphaerocarpa* o *C. arborescens*. La especie también influyó en la relación entre el volumen de precipitación y la trascolación (%), que permaneció constante para todas las especies, salvo para *M. strasseri*.

11. Cuando la mayoría de los eventos son de pequeña magnitud las pérdidas por interceptación tienen un gran impacto hidrológico. La variabilidad en los flujos de interceptación para eventos de pequeña magnitud ( $P \leq 10$  mm) hace que sea más difícil predecir los efectos concretos de un tipo de vegetación. Los eventos de gran magnitud ( $P > 10$  mm), pese a su baja frecuencia, tienen gran importancia en la generación de escorrentía cortical siendo decisivos para la supervivencia de las especies que utilizan este mecanismo de adaptación a la sequía.

12. Los resultados obtenidos en condiciones de laboratorio en general no se corresponden con los obtenidos en campo. En especial para *M. strasseri* y *R. sphaerocarpa*. La variabilidad morfológica y la plasticidad fenotípica de los arbustos podrían explicar esta divergencia de resultados. Para comprobar la utilidad predictiva de las técnicas de laboratorio es necesario desarrollar trabajos que utilicen materiales vegetales de características equivalentes en ambas situaciones.





# Anexo 1

## Calibración de un simulador de lluvia para estudios de degradación del suelo

---





## Anexo 1

### Calibración de un simulador de lluvia para estudios de degradación del suelo

Este capítulo reproduce el texto del siguiente manuscrito:

Pérez. R., Jiménez, L., García-Estríngana, P., Marques, M.J., Chicharro, M., González, S., Alegre, J., Bienes, R. 2003. Calibración de un simulador de lluvia para estudios de degradación del suelo. *Edafología* 10, 247-254.

#### Resumen

Los simuladores de lluvia están siendo cada vez más utilizados para estudios hidrológicos y erosivos, por lo que es necesario que estén bien caracterizados para una buena interpretación de los resultados. Para estudios erosivos es deseable que la precipitación simulada sea similar a la lluvia natural. Se ha estudiado el tamaño y la velocidad de la gota, así como la energía cinética. De las boquillas ensayadas, es la 3/8 HHMFP 115 14 la que presenta un coeficiente de uniformidad aceptable (80,7 a 92,4%) para las diferentes presiones ensayadas. Para esta misma boquilla y una presión de 1,3 kg cm<sup>-2</sup>, el diámetro de gota ha sido de 1,4 mm y la energía cinética de 20,3 J mm<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>.

*Palabras clave:* simulación de lluvia, tamaño de la gota, velocidad de la gota, energía cinética.





## Calibración de un simulador de lluvia para estudios de degradación del suelo

Pérez, R.<sup>1</sup>, Jiménez, L.<sup>1</sup>, García-Estringana, P.<sup>1</sup>, Marqués, M.J.<sup>1</sup>, Chicharro, M.<sup>1</sup>, González, S.<sup>1</sup>, Alegre, J.<sup>1</sup>, Bienes, R.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Instituto Madrileño de Investigación Agraria y Alimentaria. Finca El Encín. Cra N-II Km 38.2. Alcalá de Henares. 28800. Madrid. España.*

### Abstract

Rainfall simulators are being more and more used for hydrological and erosive studies, so it is necessary that they are well characterized for a good interpretation of the results. It is desirable that simulated rainfall were similar to intense natural rain. It has been studied the size and velocity of the drop, as well as the kinetic energy. The 3/8 HHMFP 115 14 is the nozzle that presents an acceptable uniformity coefficient (80.7 a 92.4%), for all the tested pressures. For this same nozzle, at a pressure of 1.3 kg cm<sup>-2</sup>, the drop diameter has been of 1.4 mm and the kinetic energy has been 20.3 J mm<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>.

**Keywords:** rainfall simulated, drops size, drops velocity, kinetic energy.

## Introducción

El simulador de lluvia se emplea para estudiar tanto procesos hidrológicos (infiltración y escorrentía) como erosivos. Son numerosos los investigadores que han hecho uso del mismo para sus experimentos (Shelton *et al.*, 1985; Jonson y Gordon, 1988; Cerdà, 1997a; Carsemeiro *et al.*, 2003; Dunjó *et al.*, 2004). Algunas de las características más deseables de un simulador de lluvia según Meyer y McCune (1958), Bertrand y Parr (1961) y Meyer (1979) son las siguientes:

- Uniformidad de la distribución de la lluvia.
- Distribución del tamaño de gota y velocidad de caída similar a la lluvia natural.
- Que el simulador de lluvia sea ligero y transportable.
- Poder reproducir distintas intensidades y duraciones de tormentas, siendo posible su replicabilidad.

La técnica más simple de medición del tamaño de las gotas se basa en la medida del tamaño que dejan éstas al impactar sobre una superficie. Wiesner (1895) fue uno de los primeros en estudiar el tamaño de las gotas, para ello usó papel de filtro, relacionando el tamaño de la mancha en el papel con el tamaño de la gota de agua que lo causó, otros autores lo han perfeccionado (Brandt, 1989; Hall, 1970). También se ha utilizado la fotografía como método de medición del tamaño de la gota de lluvia (Rogers *et al.*, 1967; Mutchler *et al.*, 1967). Además de los métodos aquí citados, el tamaño de gota de lluvia ha sido también medido por otras técnicas descritas por varios autores y utilizadas bajo condiciones experimentales concretas (Bentley, 1904; Laws y Parsons, 1943; Carter *et al.*, 1974; Hudson, 1964; Ahmad, 1970).

La energía cinética se puede calcular indirectamente a partir de datos de la distribución de los tamaños y velocidades de las gotas. También se puede realizar de una manera más directa midiendo la fuerza del impacto sobre una balanza de alta sensibilidad (De Wulf y Gabriels, 1978).

Los factores que controlan la fuerza erosiva de la precipitación son la distribución del tamaño, la velocidad, así como la duración de la tormenta y la velocidad del viento (Kirkby y Morgan, 1980). A medida que las gotas aumentan en tamaño, su velocidad terminal también aumenta (Gunn y Kinzer, 1949).

El objetivo de este trabajo es calibrar y poner a punto un simulador de lluvia mediante la determinación del tamaño de gota, velocidad de la misma y energía cinética. El simulador se utilizará para realizar estudios sobre procesos hidrológicos y erosivos.

## Materiales y Métodos

El simulador de lluvia portátil empleado ha sido diseñado por los departamentos de Desarrollo Rural e Investigación Agraria del Instituto Madrileño de Investigación Agraria y Alimentaria (IMIA). Este simulador consta de un bastidor de 0,5 x 2 m<sup>2</sup> que porta una tubería de PVC con acople para una boquilla y un manómetro. Este bastidor está soportado por cuatro patas de altura regulable. El conjunto se conecta a una bomba eléctrica accionada por una batería de 12 voltios. El simulador lleva un regulador de caudal para estabilizar la presión durante toda la experiencia. La bomba toma el agua de un depósito de 120 litros situado sobre una plataforma con ruedas. El soporte del simulador tiene unas lonas protectoras que evitan que las gotas de lluvia sean desplazadas por el viento fuera de la parcela de experimentación.

Las boquillas utilizadas, todas ellas de cono lleno, son la D4DC33 (D4), la 3/8 HHMFP 90 14 (90) y la 3/8 HHMFP 115 14 (115), fabricadas por Spraying Systems Co.<sup>®</sup>, también se ha utilizado la boquilla Hardi-1553-10. Todos los ensayos se realizaron a cubierto, con el fin de garantizar la ausencia de viento. Se realizaron 18 ensayos con cada boquilla y para diferentes presiones de trabajo. Para poder estimar la uniformidad de la distribución de la lluvia en una parcela circular de 1 m de diámetro, se utilizaron 37 pluviómetros distribuidos en cuatro coronas: A, B, C, D. Cada corona se sitúa a 15 cm de distancia de la anterior. Se ha utilizado el coeficiente de Christiansen (CU) (1942). Un evento se considera adecuado cuando tiene un CU mayor del 80%. (Grierson y Oades, 1977; Moore *et al.*, 1983; Keller y Bliesner, 1990). Para determinar si hay diferencias significativas entre los diferentes ensayos se utilizó el test de Kruskal-Wallis, estableciendo como nivel de significación una p menor que 0,01.

Para caracterizar el tamaño de las gotas de agua se ha utilizado un papel hidrosensible (Water sensitive paper, Spraying System Co<sup>®</sup>) con una superficie amarilla que al impactar las gotas se tiñe de azul oscuro. El sistema del papel hidrosensible ha sido desarrollado para su uso en campo por Ciba-Geigy corporation. Entre el diámetro de las manchas y el diámetro de la gota que produce la mancha existe esta relación:

$$\text{Diámetro de la gota} = dm / fc \quad (\text{Eq. A1.1.})$$

La ecuación que relaciona el diámetro de la mancha (dm) con el factor de conversión (fc) es la siguiente :

$$fc = 0,8943 dm^{0,1344} (R^2=0,9854). \quad (\text{Eq. A1.2.})$$



Figura A1.1. Plataforma móvil empleada en ensayos de tamaño de gota. Al fondo el simulador de lluvia con las lonas recogidas.

Los factores de conversión han sido evaluados en el trabajo de May (1947) por el método del óxido de magnesio. Para caracterizar el tamaño de gota se utilizó una parcela circular de 1 metro de diámetro, en la que se distribuyeron 17 papeles hidrosensibles de  $6 \times 2,6 \text{ cm}^2$ , realizándose 5 repeticiones. Se diseñó una plataforma móvil (Figura A1.1) constituida por dos tableros con una abertura central de 20 cm. Con el fin de que los papeles estuvieran expuestos un corto periodo de tiempo a la lluvia y así conseguir una baja densidad de gotas para un mejor análisis, se hizo pasar la plataforma sobre la parcela durante un segundo. El diámetro de las manchas de los papeles hidrosensibles se ha determinado mediante el analizador de imagen Delta-T Devices Ltd con el software WindDIAS.

Según Benito *et al* (1986), la velocidad de caída de las gotas puede ser calculada usando la velocidad inicial  $V_0$  ( $\text{m s}^{-1}$ ), la altura de caída  $x$  (m) y el coeficiente de rozamiento  $g$  (m) basándose en los datos experimentales de Laws (1941) a 2 m de altura. La ecuación utilizada para calcular la velocidad final de las gotas es la siguiente:

$$V = \sqrt{g / \gamma - (g / \gamma - V_0^2) \cdot e^{-2\gamma x}} \quad (\text{Eq. A1.3.})$$

La velocidad inicial de las gotas  $V_0$  ( $\text{m s}^{-1}$ ) ha sido calculada utilizando esta ecuación (Benito *et al.*, 1986), que también ha sido usada por Navas *et al.* (1990):

$$V_0 = \sqrt{[(g / \gamma) \cdot (e^{2\gamma h} - 1)]} \quad (\text{Eq. A1.4.})$$

donde :

$g$  es la aceleración gravitatoria ( $\text{m s}^{-2}$ )

$h$  es la altura máxima de ascenso alcanzada por las gotas cuando la boquilla esta orientada hacia arriba  $90^\circ$ .

$\gamma$  es el coeficiente de fricción. Se ha utilizado el perteneciente a una gota de tamaño 1,5 mm (Benito *et al.*, 1986).

La energía cinética de la precipitación pluvial se calcula a partir de la distribución del tamaño de las gotas para una intensidad dada (Kirby y Morgan, 1980). El método físico más común para calcular la energía cinética de una lluvia está basado en las propiedades de las gotas de la lluvia (Eigel y Moore, 1983). Es necesario conocer la velocidad de

caída ( $v_i$ ), diámetro de la gota ( $d_i$ ) y la distribución de las gotas ( $n_i$ ).

La energía cinética por unidad de volumen de la lluvia es:

$$E = \frac{1}{2} \rho \frac{\sum_{i=1}^N d_i^3 v_i^2 n_i}{\sum_{i=1}^N d_i^3 n_i} \quad (\text{Eq. A1.5.})$$

donde:

$E$ : energía cinética por unidad de volumen ( $\text{J m}^{-2} \text{mm}^{-1}$ )

$\rho$ : densidad de la gota de lluvia ( $\text{g cm}^{-3}$ )

$n_i$ : número de fracción de gotas en el intervalo de diámetro de gota

$d_i$ : diámetro de gota efectivo (mm)

$v_i$ : velocidad de la gota de lluvia en el impacto ( $\text{m s}^{-1}$ )

$N$ : número de intervalos de diámetros de gota.

### Resultados y discusión

La lluvia que produce tanto la boquilla Hardi-1553-10 como la D4 poseen una uniformidad inferior al 80%, por lo que no las hace aconsejables para ser utilizadas en estudios con simulación de lluvia. En cambio el coeficiente de uniformidad para la boquilla 90, a presiones 1 y 1,5  $\text{kg cm}^{-2}$ , es aceptable con valores de 80,2 a 83,6%, respectivamente (Tabla A1.1). Por último con la boquilla 115, para el rango de presiones ensayadas (0,5 a 1,5  $\text{kg cm}^{-2}$ ) presenta un incremento de los coeficientes de uniformidad conforme aumenta la presión para 1,5 metros de altura, alcanzándose un valor del CU de 92,4%. A 2 metros de altura también presenta coeficientes de uniformidad superiores a 80%. En consecuencia esta boquilla se presenta como idónea para todas las presiones y alturas ensayadas.

Se ha caracterizado el tamaño de gota para la boquilla 115 a 2 metros de altura y a una presión de 1,3  $\text{kg cm}^{-2}$ . Se ha seleccionado esta altura ya que en experimentos posteriores se va a trabajar con arbustos de hasta 1,6 m. Se elige la presión de 1,3  $\text{kg cm}^{-2}$  porque tiene el coeficiente de uniformidad mayor para esa altura.

La mediana de los valores del diámetro de gota para los casi 38.000 datos es 0,235 mm. La distribución del tamaño de gotas (Figura A1.2) incluye una mayor proporción (95%) de gotas pequeñas, por debajo de 1 mm. Resultados parecidos han sido obtenidos por Hall (1970), quien determina un tamaño de gota máximo de 1,25 mm para una presión de 0,6  $\text{kg cm}^{-2}$ , siendo el tamaño medio aproximado de 0,3 mm, para la boquilla de Hall (1969). El diámetro máximo que hemos registrado es de 5,5 mm. Debido a que las gotas grandes conforme aumenta la presión tienen tendencia a romperse en gotas más pequeñas, es raro encontrar gotas que superen los 4 mm (von Bernuth y Gilley, 1984; Cerdà *et al.*, 1997).

Según Brandt (1989), el diámetro que se obtiene a partir del 50% del volumen ( $D_{50}$ ) de la muestra es el mejor parámetro para determinar el tamaño de gota. En nuestro caso el  $D_{50}$  está comprendido entre 1,3 y 1,5 mm (Figura A1.2) para una presión de 1,3  $\text{kg cm}^{-2}$  y una intensidad de 113  $\text{mm h}^{-1}$  para la boquilla 115. Wilcox *et al.* (1986) encuentran una  $D_{50}$  de 1,2 mm a 102  $\text{mm h}^{-1}$ . Diámetros de gota mayores (2,53 mm) han sido hallados por Cerdà (1997b) para condiciones de lluvias simuladas a una intensidad de 53,6  $\text{mm h}^{-1}$ . Siguiendo a este autor, el diámetro de gota esperado en lluvias naturales para la intensidad ensayada (113  $\text{mm h}^{-1}$ ) sería de 2,17 mm, valor superior al obtenido experimentalmente por nosotros.

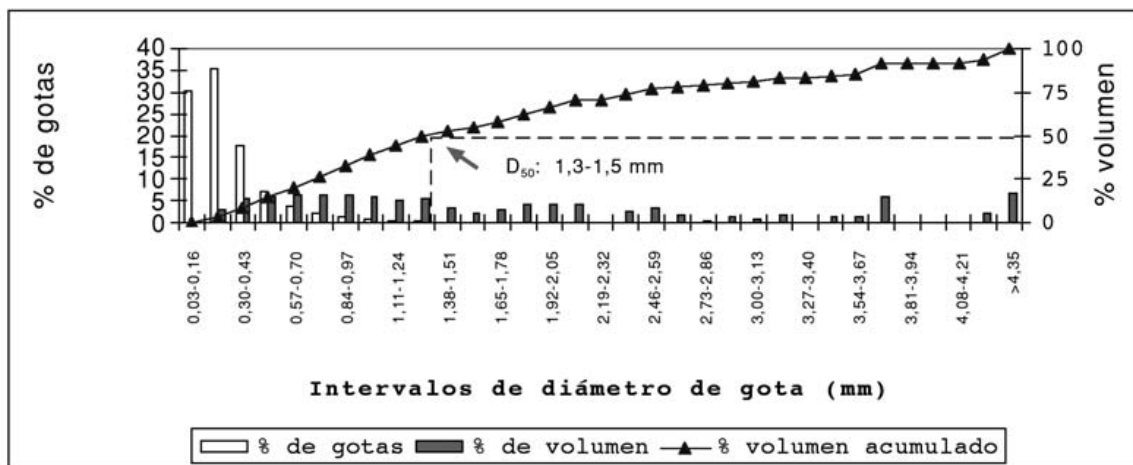


Figura A1.2. La fracción (%) de gotas, el % de volumen y el % de volumen acumulado para cada intervalo de diámetro de gota.  $D_{50}$ : Diámetro obtenido a partir del 50% del volumen..

**Tabla A1.1.** Coeficientes de uniformidad de Christiansen (1942) de los distintos ensayos para las boquillas ardi, D4, 90 y 115 a diferentes presiones y alturas.

Boquillas	Altura (m)	Presión (kg cm <sup>-2</sup> )	Nº de ensayos	Intensidad (mm h <sup>-1</sup> )	P<0,01*	Coefficiente de Uniformidad (%)
Hardi	1.5	1	3	79.2	n.s.	0
		1.3	6	75	n.s.	53.26
		1.5	8	73.5	n.s.	21.38
		1.8	6	80.4	n.s.	43.98
D4	1.5	1.5	7	74.1	n.s.	38
		2.5	7	89.6	n.s.	40.2
90	1.5	0.5	7	138.1	n.s.	64.1
		0.7	7	159.3	n.s.	69.6
		1	3	157.2	n.s.	83.6
		1.5	3	175.6	n.s.	80.2
115	1.5	0.5	4	119.6	n.s.	80.7
		0.7	6	122.5	n.s.	81.5
		1.1	3	120.3	n.s.	90.6
		1.5	3	100.3	n.s.	92.4
	2	1.3	6	108	n.s.	85.2
		1.5	3	111	n.s.	84.6

\* test de Kruskal-Wallis para p<0,01, ns: no significativo

La velocidad final de la gota es 6,82 m s<sup>-1</sup> este valor se encuentra en torno a la velocidad terminal calculada para ese tamaño de gota (Epema y Riezebos, 1983). Empleando este dato, la energía cinética es 20,33 J mm<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>. Otros autores han observado valores de energía cinética muy parecidos de 23,1 J mm<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> para una D<sub>50</sub> de 2,25 mm según Millar (1987) con una intensidad variable entre 12,7 y 86,4 mm h<sup>-1</sup>. Aplicando las ecuaciones de Wischmeier y Smith (1978) y de Zanchi y Torri (1980) que relacionan la intensidad con la energía cinética se obtienen para el simulador valores entre 27,03 y 29,31 J mm<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> (Tabla A1.2).

Los valores de energía cinética obtenidos (en el proyecto SC93-022-C3-1) para lluvias naturales en las estaciones de El Encín, Aranjuez y Marchamalo (Tabla A1.2), para una intensidad máxima en 30 minutos (I<sub>30</sub>) similar a la de nuestro simulador están entre 24,85 y 29,31 J mm<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>. Siendo por lo tanto energías cinéticas muy similares a las obtenidas con el simulador de lluvia.

## Conclusiones

La boquilla 3/8 HHMFP 115 14 presenta para todas las presiones y alturas ensayadas un coeficiente de uniformidad mayor del 80%, por eso se ha seleccionado como la boquilla más idónea. Para la presión de 1,3 kg cm<sup>-2</sup> y a 2 metros de altura la pluviometría presenta un CU del 85,2%, con un

diámetro de la gota de 1,4 mm y una energía cinética de 20,33 J mm<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>.

**Tabla A1.2.** Energía cinética calculada para el simulador de lluvia y para lluvias naturales de las estaciones donde se emplea el simulador.

		I <sub>max30</sub> (mm h <sup>-1</sup> )	ECd (J mm <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> )	ECw	ECzt
<i>Lluvia simulada</i>	Simulador IMIA	54.2	20.3	27.0	29.3
<i>Lluvia</i>	El Encín	53.8	-	27.0	29.3
	Aranjuez	47.8	-	26.6	28.7
	Marchamalo	30.4	-	24.9	26.5

I<sub>max30</sub>: Intensidad máxima en 30 minutos, ECd, Energía cinética calculada a partir del tamaño de gota, ECw, Energía cinética según Wischmeier y Smith (1978) y ECzt, Energía cinética según Zanchi y Torri (1980)

## Referencias

Ahmad, N.S. 1970. A method of direct measurement of spray droplets in an oil bath. Journal of Agricultural Engineering Research 15, 182-184.

- Benito, E., Gómez-Ulla, A., Díaz-Fierros, F. 1986. Descripción de un simulador de lluvia para estudios de erosibilidad del suelo y estabilidad de los agregados al agua. *Anales de Edafología y Agrobiología* 9-10, 1115-1126.
- Bentley, W.A. 1904. Studies of raindrops and raindrop phenomena. *Monthly Weather Review* 32, 450-456.
- Bertrand, A.R., Parr, J.F. 1961. Design and operation of the Purdue sprinkling infiltrometer. *Purdue University Research Bulletin* 723.
- Brandt, C.J. 1989. The size distribution of throughfall drops under vegetation canopies. *Catena* 16, 507-524.
- Carter, C.E., Greer, J.D., Braud, H.J., Floyd, J.M. 1974. Raindrop characteristics in south central United States. *Transactions of the ASAE* 7, 1033-1037.
- Casermeyro, M.A., Molina, J.A., de la Cruz de Caravaca, M.T., Hernando Costa, J.; Hernando Massanet, M.I., Moreno, P.S. 2004. Influence of scrubs on runoff and sediment loss in soil of Mediterranean climate. *Catena* 57, 91-107.
- Cerdà, A. 1997a. Soil erosion after land abandonment in a semiarid environment of southeastern Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 11, 163-176.
- Cerdà, A. 1997b. Rainfall drop size distribution in the Western Mediterranean basin, València, Spain. *Catena* 30, 169-182.
- Cerda, A., Ibáñez, S. Calvo, A. 1997. Design and operation of a small and portable rainfall simulator for rugged terrain. *Soil Technology* 11, 163-170.
- Christensen, J.E. 1942. Irrigation by sprinkling. *University of California Agricultural Experiment Station Bulletin* 670, Experiment Station, 124pp.
- De Wulf, F., Gabriles, D. 1978. A device for analysing the energy load of rainstorms. "Assessment of erosion", pp. 165- 168.
- Dunjó, G., Pardini, G., Gispert, M. 2004. The role of land use-land cover on runoff generation and sediment yield at a microplot scale, in a small Mediterranean catchment. *Journal of Arid Environments* 57, 239-256.
- Eigel, J.D., Moore, I.D. 1983. A simplified technique for measuring raindrop size and distribution. *Transactions of ASAE* 24, 1079-1083.
- Epema, G.F, Riezebos, H.Th. 1983. Fall velocity of waterdrops at different heights as a factor influencing erosivity of simulated rain. En: De Ploey, J. (Ed.), *Rainfall simulation, runoff and soil erosion*. *Catena Suppl.* 4, pp. 1-17.
- Grierson, I.T., Oades, J.M. 1977. A rainfall simulator for field studies of run-off and soil erosion. *Agricultural Engineering Research* 22, 37-44.
- Gunn, R.D., Kinzer, G.D. 1949. Terminal velocity of water droplets in stagnant air. *Journal of Meteorology* 6, 243-248.
- Hall, M.J. 1969. The design of nozzle networks for the simulation of rainfall. *Journal of Hydraulic Research* 7, 449-483.
- Hall, M.J. 1970. Use of the stain method in determining the drop-size distribution of coarse liquid sprays. *Transactions of the ASAE* 33-37, 41.
- Hudson, N.M. 1964. The flour pellet method for measuring the size of raindrops. *Research Bulletin* 4, Department of Conservation, Salisbury, Zimbabwe.
- Johnson, C.W., Gordon, N.D. 1988. Runoff and erosion from rainfall simulator plots on sagebrush rangeland. *Soil and Water Division of ASAE* 31, 421- 427.
- Keller, J., Bliesner, R.D. 1990. *Sprinkle and trickle irrigation*. AVI Book. Van Nostrand Reinhold. New York.
- Kirby, M.J., Morgan, R.C. 1980. *Soil erosion*. John Wiley and Sons, 375 pp.
- Kohl, R.A. 1974. Drop size distribution for medium-sized agricultural sprinklers. *Transactions of the ASAE* 15, 690-693.
- Laws, J.O., Parsons, D.A. 1943. The relation of raindrop size to intensity. *Transactions of the American Geophysical Union* 24, 452-459.
- May, K.R. 1947. The measurement of airborne droplets by the magnesium oxide method. *Journal of Scientific Instruments* 24, 128-130.
- Meyer, L.D., McCune, D.L. 1958. Rainfall simulator for runoff plots. *Agricultural engineering* 39, 644- 648.
- Meyer, L.D. 1979. Method for attaining desired rainfall characteristics. *Proceedings of the Rainfall Simulator Workshop ARM-W-10*, 35-45.

- 
- Miller, W.P. 1987: A solenoid-operated, variable intensity rainfall simulator. *Soil Science American Journal* 51, 832-834.
- Moore, I.D.; Hirschi, M.C.; Barfield, B.J. 1983. Kentucky rainfall simulator. *Transactions of the ASAE*. 26, 1085-1089.
- Multchler, C.K. 1967. Parameters for describing raindrop splash. *Journal of Soil and Water Conservation* 22, 91-94.
- Navas, A., Alberto, F., Machín, J., Galan, A. 1990. Design an operation of rainfall simulator for field studies of runoff and soil erosion. *Soil Technology* 3, 385-397.
- Rogers, J.S., Johnson, L.C., Jones, D.M.A., Jones, B.A. 1967. Sources of error in calculating the kinetic energy of rainfall. *Journal of Soil and Water Conservation* 22, 140-143.
- Shelton, C.H., Bernuth, R.D.; Rajbhandari, S.P. 1985. A continuous-application rainfall simulator. *Soil and Water Division of ASAE* 28, 1115-1119.
- Von Bernuth, R.D., Gilley, J.R. 1984. Sprinkler droplet size distribution estimation from single leg test data. *Transactions of the ASAE* 27, 1435-1441.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion soil losses- A guide to conservation planning. *Agric. Handbook n° 537*. USDA, Washington, D.C., 58 pp.
- Wiesner, J. 1895. *Bietraege zur Kenntniss, des tropi Regens*, K. Akad. Will. Math.- Naturw. Klesse, SitzBer. 104, 1397- 1434. Revisado por Laws y Parsons, 1943.
- Wilcox, P., Wood, M., Tromble, T., Ward, J. 1986. A hand-portable single nozzle rainfall simulator designed for use on steep slopes. *Journal of Range Management* 39, 375-377.
- Zanchi, C. y Torri, D. (1980): Evaluation of rainfall energy in central Italy. In: De Boodt, M., Gabriels, D. (Eds.), *Assessment of erosion*. London, Willey, pp. 133-142.





### Una modificación de la técnica "Interception Flow Collection Box" para la determinación de los flujos de interceptación en arbustos

---





## Anexo 2

### Determinación de la interceptación y la redistribución del agua de lluvia a su paso a través de vegetación arbustiva en trascolación y escorrentía cortical: una modificación del método "Interception Flow Collection Box"

Este capítulo reproduce el texto del siguiente manuscrito:

García-Estringana, P., Alonso-Blázquez, N., Alegre, J. 2005 Determinación de la interceptación y la redistribución del agua de lluvia a su paso a través de vegetación arbustiva en trascolación y escorrentía cortical: una modificación del método "Interception Flow Collection Box". In: Jiménez Ballesta, R., Álvarez González, A.M. (Eds.), Libro de comunicaciones del II Simposio Nacional de Control de la Degradación de Suelos, Madrid, pp. 687-691.

#### Resumen

Se propone en este trabajo la medición de la trascolación, la escorrentía cortical y las pérdidas por evaporación, mediante una adaptación de la técnica "Interception Flow Collection Box", descrita por Belmonte Serrato y Romero Díaz en 1998. Se miden estos parámetros en vegetación arbustiva para eventos de intensidades inferiores a  $7 \text{ mm h}^{-1}$ . De esta forma, la magnitud del fenómeno de la interceptación puede estudiarse en relación con las características de la lluvia y de las condiciones del medio. Esta técnica también permite el estudio de fenómenos de interceptación para todos los eventos de lluvia que tienen lugar mensualmente o anualmente del mismo modo que otras técnicas habituales.

*Palabras clave:* interceptación, trascolación, escorrentía cortical, lluvia, intensidad.



**Determinación de la interceptación y la redistribución del agua de lluvia a su paso a través de vegetación arbustiva en trascolación y escorrentía cortical: Una modificación del método "Interception Flow Collection Box"**

García-Estríngana, P.<sup>1</sup>, Alonso-Blázquez, N.<sup>1</sup>, Alegre, J.<sup>1</sup>

*Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural Agrario y Alimentario (IMIDRA.) Ctra. A2, km 38,200 Alcalá de Henares (Madrid) Apto de correos. 127; España*

**Abstract**

An adaption of the technique "Interception Flow Collection Box", which is described by Belmonte Serrato and Romero Díaz in 1998, is suggested to measure the throughfall, the stemflow and the evaporation's losses of water intercepted by shrub vegetation for each rainfall event of intensity less than  $7 \text{ mm h}^{-1}$ . So magnitudes of interception's phenomenon can be studied in relation to the rainfall characteristics and environmental conditions. For the whole rainfall events happened monthly or annually, this technique allows the study of interception's phenomenon as other usual techniques.

**Keywords:** interception, throughfall, stemflow, interception flow collection box, rainfall, intensity.

## Introducción

La capacidad de una cubierta vegetal para interceptar la lluvia tiene gran influencia en los procesos erosivos y en la hidrología del suelo, tanto a nivel local como a nivel de cuenca hidrológica. La presencia o ausencia de vegetación afecta a la cantidad de lluvia que alcanza el suelo, a su distribución espacial, a su energía cinética y a su capacidad para fragmentar y transportar el suelo. Durante un evento de lluvia una parte del agua interceptada por la cubierta vegetal se evapora sin llegar al suelo (pérdidas por interceptación) y otra parte se transfiere al suelo, o bien por el goteo de las hojas y ramas (trascolación) o bien porque escurre por los tallos hasta alcanzar la base de la planta (escorrentía cortical).

Cuando el agua retenida en la superficie de las plantas procede de la interceptación de lluvia, su evaporación posterior representa una pérdida de recursos. Por el contrario la capacidad de interceptación puede suponer un incremento de los recursos hídricos cuando el agua interceptada procede de la humedad del aire. Las pérdidas por interceptación pueden alcanzar valores muy importantes a nivel de cuenca hidrográfica (Shuttleworth y Calder, 1979; Schellekens *et al.* 2000). En bosques de coníferas, que están entre las formaciones vegetales con mayor capacidad de interceptación, se han determinado pérdidas de entre el 21 y el 48% de la precipitación media anual debidas a la interceptación (Carlyle-Moses, 2004). La mayoría de los trabajos se han realizado en zonas de clima templado y tropical siendo más escasos en climas áridos y semiáridos. En estas condiciones ambientales, aunque la vegetación suele tener una biomasa mucho menor, los valores de interceptación pueden ser incluso mayores (Tromble, 1988; Nívar y Bryan, 1990; Derouiche, 1996) que en las zonas templadas y tropicales.

La metodología empleada para obtener datos de campo con árboles se basa fundamentalmente en el empleo de pluviómetros. El agua de trascolación se determina situando pluviómetros bajo la cubierta arbórea, la precipitación bruta mediante pluviómetros que se sitúan fuera de la influencia de la vegetación y la escorrentía cortical mediante la instalación de colectores de anillos o de espiral, que se fijan al tronco. La interceptación se determina por diferencia, restando del valor de precipitación bruta los registros de trascolación y escorrentía cortical. Gracias a esta metodología se han elaborado incluso modelos empíricos (Helvey y Patric, 1965) y analíticos (Gash, 1979).

La información disponible sobre vegetación de zona áridas y semiáridas es mucho menor, y en especial la relativa a los

arbustos que, sin embargo, son la forma vegetal más característica de estos ecosistemas. En parte esto se debe a la dificultad, o incluso la imposibilidad, de adaptar la metodología utilizada habitualmente para especies arbóreas a especies de menor porte. Para eludir este problema y poder medir la capacidad de interceptación en plantas arbustivas, Tromble (1983) empleó ensayos de lluvia simulada que realizó en laboratorio sobre plantas que habían sido previamente cortadas en el campo. Posiblemente la mejor metodología para el estudio de los flujos de agua asociados a la interceptación de lluvia en arbustos, es la técnica de la "Interception Flow Collection Box" desarrollada por Belmonte Serrato y Romero Díaz (1998). Pese a todo, esta última técnica no permite relacionar los fenómenos de interceptación con las características de cada evento de precipitación o con otras variables ambientales como la temperatura, la velocidad del viento o la humedad relativa. En realidad este es un problema muy común en los trabajos publicados sobre el tema. Aunque desde los primeros estudios de Horton (1919) se sabe que la magnitud de los fenómenos de interceptación guardan relación con la intensidad y la duración de cada evento de lluvia, la mayoría de las publicaciones se basan en estudios realizados con datos de precipitación total anual y que por tanto no permiten analizar las relaciones entre la las pérdidas por interceptación o el volumen de escorrentía cortical y las características de la lluvia es decir su cantidad, su duración y la relación entre ambas (la intensidad). Algunos autores sostienen la hipótesis de que la capacidad de almacenamiento de agua disminuye al aumentar la intensidad de la precipitación (Calder, 1986; Ramirez y Senarath, 2000) aunque existen trabajos de campo (Calder y Wright, 1986; Klaassen *et al.*, 1998) y de laboratorio (Aston, 1979) que obtienen datos en contra de esta hipótesis que, por otra parte, se incorpora con frecuencia en los modelos predictivos.

A menudo se considera que la escorrentía cortical es un componente insignificante del ciclo hidrológico por representar una cantidad pequeña de la precipitación bruta. En muchos casos entre el 1 y el 5% (Zinke, 1967). Sin embargo en arbustos de zonas áridas y semiáridas, como *Rosmarinus officinalis* y *Thymus vulgaris*, se han determinado escorrentías corticales del 43.3% y del 29.8% respectivamente (Belmonte Serrato y Romero Díaz, 1998). Estos mismos autores obtuvieron un 18.7% para *Juniperus oxycedrus* y Domingo *et al.* (1998) obtuvieron un 20% para *Anthyllis cytisoides*. Por otra parte en este tipo de estructuras vegetales y ambientes la escorrentía cortical parece contribuir a la infiltración del agua en profundidad a través de canales de flujo preferente asociados a las raíces

lo que tiene una notable importancia a nivel ecológico (Martínez-Meza y Whitford, 1996).

En esta comunicación presentamos una modificación de la técnica de la "Interception Flow Collection Box" descrita por Belmonte Serrato y Romero Díaz en 1998 que permite realizar, en arbustos, determinaciones de los flujos de agua (trascolación, pérdidas por interceptación y escorrentía cortical) individualizadas para cada evento de precipitación y por tanto estudiar las relaciones entre la naturaleza de la lluvia, las condiciones ambientales y la magnitud de los fenómenos de interceptación.

### Modificación de la "Interception Flow Collection Box"

Belmonte Serrato y Romero Díaz (1998) diseñaron parcelas de interceptación compuestas por un anillo metálico que rodea la base del tronco del arbusto, y recoge el flujo de escorrentía cortical (EC), y de una parcela metálica impermeable cuadrangular bajo la planta, que recoge el flujo de trascolación (Tr) y la precipitación que cae directamente sobre la parcela sin haber contactado previamente con la vegetación (precipitación directa = PD). Este dispositivo posibilita el estudio de la interceptación en arbustos de pequeño tamaño (ver Figura A2.1).

El cálculo de las pérdidas por interceptación se realiza tomando como referencia la precipitación bruta (PB) medida con un pluviómetro y realizando un balance hidrológico:

$$\text{Entrada} = \text{Salidas} + \text{Pérdidas} \quad (\text{Eq. A2.1})$$

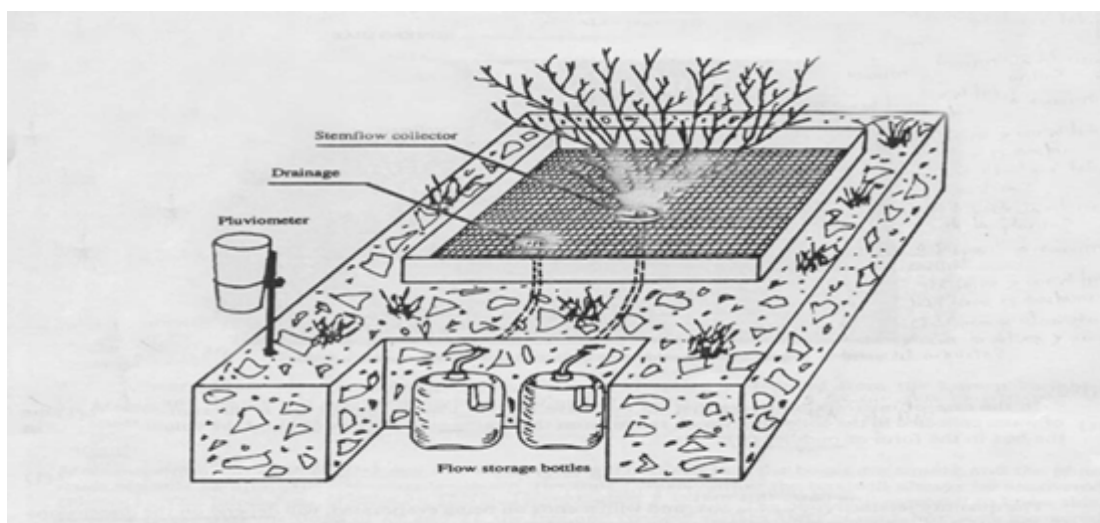
En cada parcela se producen pérdidas a consecuencia de pequeños acúmulos de agua que no drenan y que posteriormente se evaporan. Para obtener este valor se

realiza una calibración de las pérdidas en una parcela estándar. Una vez cuantificada la entrada y las pérdidas en la parcela, se obtienen la interceptación, la trascolación y la escorrentía cortical. La EC y la suma Tr+PD se miden directamente. Por tanto la Interceptación es:

$$\text{Intcp} = \text{PB} - \text{Pérdidas} - \text{EC} - (\text{Tr} + \text{PD}) \quad (\text{Eq. A2.2})$$

Para calcular la Trascolación se determina la superficie de la parcela no cubierta por la vegetación mediante fotografía de la proyección vertical de la planta y técnicas de análisis de imagen. Esto permite obtener el valor de la PD y calcular la Tr por diferencia a partir del volumen de agua contenido en el depósito que recoge el flujo procedente de la parcela de interceptación.

Sobre este diseño se han realizado varias modificaciones (Figura A2.2). Hemos ampliado ligeramente las dimensiones de la parcela (de 1 m<sup>2</sup> a 1.44 m<sup>2</sup>) para poder trabajar con arbustos de mayor tamaño y hemos modificado los materiales utilizando poliestireno extruído de alta densidad tanto en la fabricación de la base de la parcela como en el colector de escorrentía cortical. Este material es inerte, ligero, tiene superficie lisa y una estructura celular muy cerrada que le confiere una elevada resistencia térmica y le hace ideal para las condiciones del campo. Apenas absorbe agua, tanto por inmersión (máximo un 0,5% en Volumen) como por difusión (máximo un 3% en volumen). Para asegurar una completa estanqueidad, tanto de la superficie de la parcela como del colector se aplicó pintura impermeabilizante blanca, que favorece el escurrimiento del agua a través de la parcela y, por su color, da el contraste necesario para facilitar la determinación de la superficie de las plantas mediante análisis de imagen



**Figura A2.1.** Diseño de parcela de interceptación y medida de la trascolación y la escorrentía cortical según Belmonte Serrato y Romero Díaz (1998). Figura tomada de Belmonte Serrato y Romero Díaz (1998).

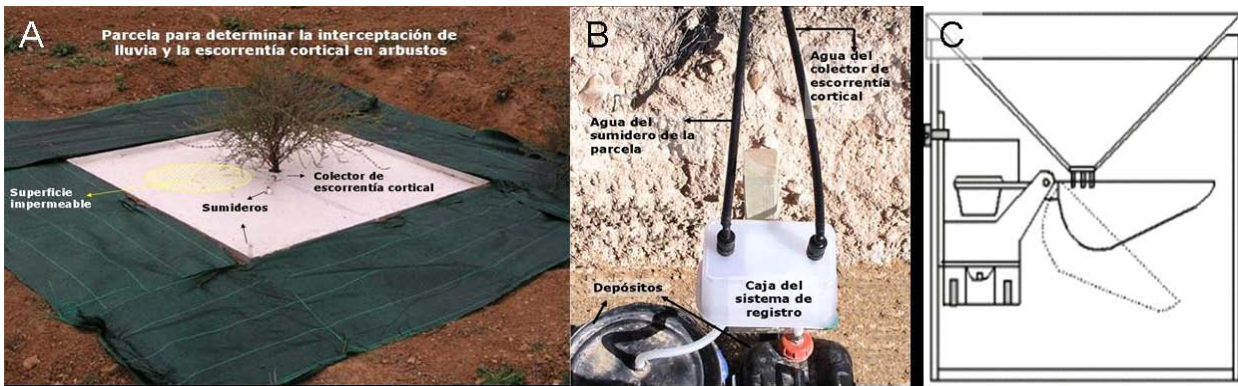


Figura A2. 2. Parcela para determinar la interceptación, la trascolación y la escorrentía cortical y sistema de registro: A, parcela de interceptación y colector de escorrentía cortical; B, colectores, carcasa del dispositivo de recogida automática y bidones de recogida, C, Esquema del pluviómetro electrónico (Rain-o-Matic).

Sin embargo, las principales modificaciones afectan a los dispositivos del sistema colector y al procedimiento para el cálculo de la precipitación neta. Se instaló un sistema de registro automático para la EC y los flujos de trascolación y precipitación directa (Tr+PD) compuesto por un pluviómetro electrónico de autovaciado y un registrador (data logger Hobbo Event®, Onset Computer's Corp.) El pluviómetro empleado (Rain-o-Matic® Pronamic, Denmark) tiene un colector de 50 cm<sup>2</sup> con una cuchara de 5 ml de capacidad. Cada vez que la cuchara se vacía, se genera una diferencia de potencial que queda registrada, indicando que en esa fecha y en esa hora, pasaron por el pluviómetro 5 ml de agua. Por su diseño este tipo de pluviómetro, permite medir con exactitud precipitaciones que no superen intensidades de 180 mm h<sup>-1</sup>. Aplicado a la medida de caudales, como se observa en la figura A2.3, su nivel de exactitud es aceptable

siempre que no se superen los 10 l·h<sup>-1</sup>, que para el tamaño de nuestras parcelas (1,44 m<sup>2</sup>) corresponde a precipitaciones de una intensidad de 7 mm h<sup>-1</sup>. Esta es una limitación del diseño debida al empleo de un sistema estándar de registro de lluvia y no de uno creado específicamente con esta finalidad. Sin embargo la mayoría de los eventos de precipitación en nuestra zona de estudio tienen intensidades inferiores a los 7 mm h<sup>-1</sup>.

Los flujos de EC y Tr+PD se canalizan a unos depósitos de 25 y 60 l, respectivamente lo que sirve como mecanismo de seguridad ante un posible fallo en el registro electrónico y por otra parte para no perder la información relativa a eventos de precipitación de intensidades superiores a los 7 mm h<sup>-1</sup>. Los volúmenes almacenados posibilitan, con independencia de la intensidad de cada evento el cálculo para periodos mensuales o anuales.

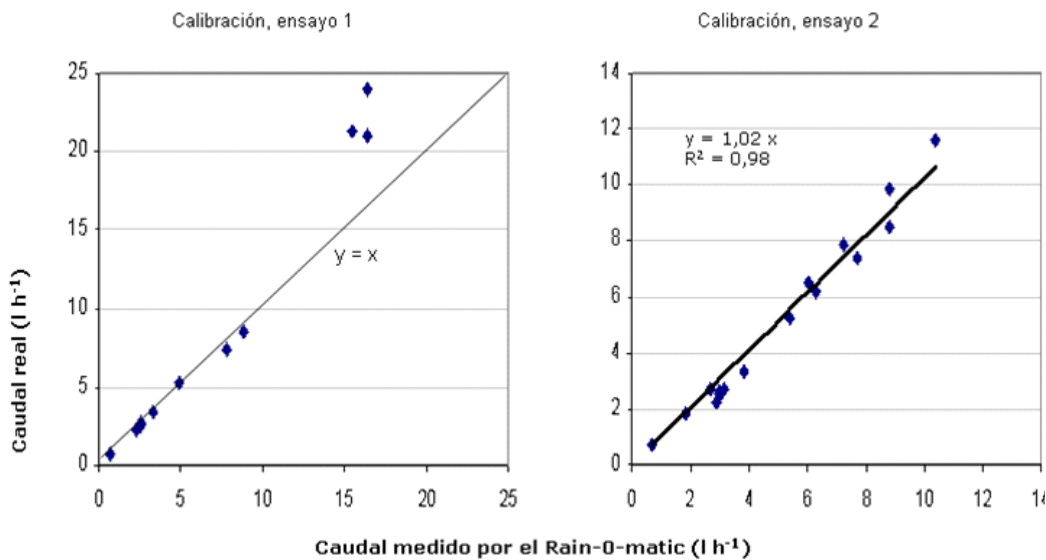


Figura A2.3. Calibración de la capacidad de medida de caudal (l h<sup>-1</sup>) del pluviómetro electrónico Rain-o-Matic



Es importante que los pluviómetros se instalen sobre una superficie perfectamente nivelada para que su registro sea correcto, y que el sistema en su conjunto se proteja de la entrada de agua de lluvia por lo que todos los aparatos son protegidos por una carcasa de plástico.

Respecto al procedimiento para calcular la interceptación se propone la sustitución de la calibración de las pérdidas sufridas por cada parcela por la instalación de tres parcelas testigo (parcelas sin vegetación). Las pérdidas de las parcelas testigo son semejantes a las que se producen en parcelas con tratamiento. La diferencia entre la media de lo recogido en las parcelas testigo y lo recogido en una parcelas problema, se explica por lo recogido en los depósitos de EC y de (PD+Tr) y por el agua interceptada por la vegetación de la parcela problema.

### Agradecimientos

Los autores agradecen al Doctor Francisco Belmonte Serrato y a la Doctora Asunción Romero Díaz por su amabilidad y por habernos ayudado en el diseño e instalación de la metodología descrita. Asimismo agradecen al Instituto Nacional de Investigación Agraria y Alimentaria (INIA) la financiación de una Beca Predoctoral a Pablo García Estríngana y al Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA) por la financiación concedida a través de los proyectos FP03-DR1 y FP04-DR1.

### Referencias

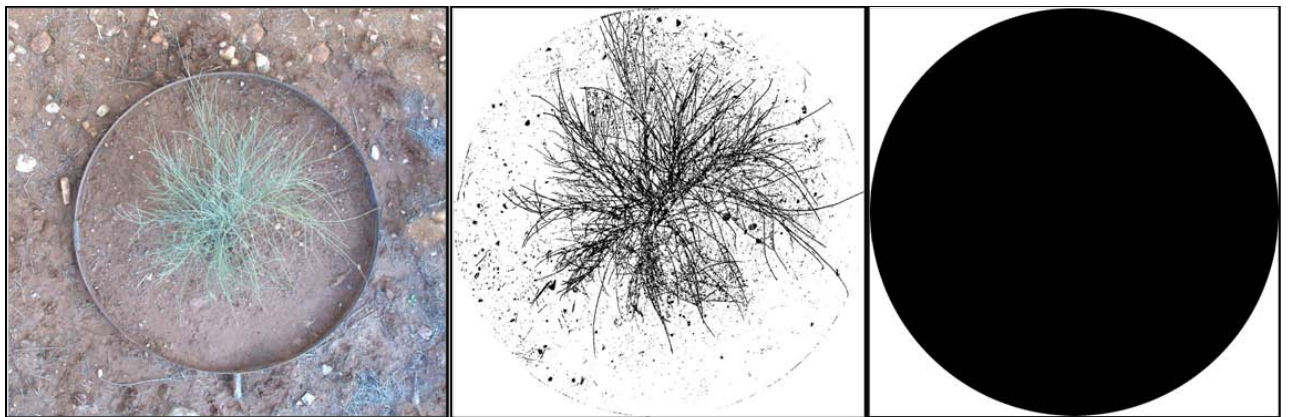
- Aston, A.R. 1979. Rainfall interception by eight small trees. *Journal of Hydrology* 42: 383–396.
- Belmonte Serrato, F., Romero Díaz, A. 1998. A simple technique for measuring rainfall interception by small shrub: Interception flow collection box. *Hydrological Processes* 12, 471-481.
- Calder, I.R. 1986. A stochastic model of rainfall interception. *Journal of Hydrology* 89, 65–71.
- Calder, I.R., Wright, I.R., 1986. Gamma ray attenuation studies of interception from Sitka spruce: some evidence for an additional transport mechanism. *Water Resources Research* 22, 409–417.
- Derouiche, A. 1996. Estimation et modelisation des composantes du bilan hydrique chez diferentes formation arborees, arbustives et herbacees mediterrannees. Master of Thesis Science, Zaragoza, 119 pp.
- Domingo, F., Sánchez, G., Moro, M.J., Brenner, A.J., Puigdefábregas, J. 1998. Measurement and modelling of rainfall interception by three semi-arid canopies. *Agricultural and Forest Meteorology* 91, 275- 292.
- Gash, J.H.C. 1979. An analytical model of rainfall interception by forests. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 105, 43-55.
- Helvey, J.D., Patric, J.H. 1965. Canopy and litter interception of rainfall by hardwoods of eastern United States. *Water Resources Research* 1, 193-206.
- Horton, R.E. 1919. Rainfall interception. *Monthly Weather Review* 47, 603–623.
- Klaassen, W., Bosveld, F., de Water, E. 1998. Water storage and evaporation as constituents of rainfall interception. *Journal of Hydrology* 212–213, 36–50.
- Martinez-Meza, E., Whitford, W.G. 1996. Stemflow, throughfall and channelization of stemflow by roots in three Chihuahuan Desert shrubs. *Journal of Arid Environments* 32, 271-288.
- Návar, J., Bryan, R. 1990. Interception loss and rainfall redistribution by three semi-arid growing shrubs in Northeastern Mexico. *Journal of Hydrology* 115, 51-63.
- Ramirez, J.A., Senarath, S.U.S. 2000. A statistical-dynamical parameterization of interception and land surface-atmosphere interactions. *Journal of Climate* 13: 4050-4065.
- Schellekens, J., Bruijnzeel, L.A., Scatena, F.N., Bink, N.J., Holwerda, F. 2000. Evaporation from a tropical rain forest, Luquillo Experimental Forest, eastern Puerto Rico. *Water Resources Research* 36, 2183-2196.
- Shuttleworth, W.J., Calder, I.R. 1979. Has the Priestley-Taylor equation any relevance to forest evaporation? *Journal of Applied Meteorology* 18, 639-646.
- Tromble, J.M. 1983. Interception of rainfall by tarbush. *Journal of Range Management* 36, 525-526.
- Tromble, J.M. 1988. Water Interception by two arid land shrubs. *Journal of Arid Environments* 15, 65-70.
- Zinke, P.J. 1967. Forest interception studies in the United States. In: Sopper, W.E., Lull, H.W. (Eds.), *Forest Hydrology*. Pergamon. Oxford, pp. 137-161.



## Anexo 3

### Determinación de la cobertura del suelo en ensayos de pequeña parcela: una comparación de métodos

---





## Anexo 3

### Determinación de la cobertura del suelo en ensayos de pequeña parcela: una comparación de métodos

Este capítulo reproduce el texto del siguiente manuscrito:

García-Estringana, P., Alegre, J., Alonso-Blázquez, N., Guerrero, E. 2005. Determinación de la cobertura del suelo en ensayos de pequeña parcela: una comparación de métodos. In: Jiménez Ballesta, R., Álvarez-González, A.M. (Eds.), Libro de Comunicaciones del II Simposio Nacional de Control de la Degradación de Suelos, Madrid, pp. 275-279.

#### Resumen

La cobertura vegetal es un factor determinante en la "salud" del suelo. La realización de imágenes digitales ortogonales permite realizar estimaciones visuales y estimaciones automáticas. En el presente trabajo se comparan 3 métodos de evaluación de la cobertura del suelo en pequeñas parcelas experimentales: estimación visual, retintado manual y retintado digital empleando el software Adobe Photoshop CS<sup>®</sup>. La finalidad es evaluar la posibilidad de determinar la cobertura con procedimientos sencillos de análisis. Las metodologías se compararon mediante regresión lineal. La estimación visual dio resultados más próximos a la realidad, al menos para cubiertas no arbustivas. Cuando hay vegetación arbustiva, tanto la estimación visual como el retintado digital subestiman la cobertura, debido a la dificultad de diferenciar la amplia gama de tonalidades de color presentes en la imagen.

*Palabras Clave:* cobertura, estimación visual, Photoshop, retintado manual



## Determinación de la cobertura del suelo en ensayos de pequeña parcela: una comparación de métodos

García-Estríngana, P. <sup>1</sup>, Alegre, J. <sup>1</sup>, Alonso-Blázquez, N. <sup>1</sup>, Guerrero, E. <sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural Agrario y Alimentario (IMIDRA.) Ctra. A2, km 38,200 Alcalá de Henares (Madrid) Apto. de Correos 127.Spain.*

### Abstract

Aboveground cover is an important factor in soil's health and in erosion problems. Digital images allow carrying out visual and automatic estimations. Three techniques of measuring aboveground cover were evaluated: visual estimation, image analysis of covered zones after manual and digital selection. The aim of this research is the evaluation of the possibilities of these techniques to analyze aboveground cover in small experimental plots, as rapid and simple as possible. Visual estimations was the technique most approximated to the real value. When shrub vegetation was considered separately, visual estimation and digital selection underestimated the aboveground cover, because of the wide range of tonalities in the image, which difficults the selection of uncovered zones.

**Keywords:** aboveground cover, visual estimation, image analysis, manual selection, digital selection

## Introducción

La cubierta vegetal reduce la producción de sedimentos y regula la escorrentía (Francis y Thornes, 1990; López Bermúdez y Albaladejo, 1990; Andreu *et al.*, 1998) considerándose como el factor más importante para evitar la erosión (Roose, 1996) y un factor determinante de la "salud" general del suelo (Booth *et al.*, 2005). Se establecen distinciones entre la cobertura vegetal, la cobertura aérea, la cobertura formada por residuos, la cobertura total, etc.

Se han descrito diversos métodos para medir la cobertura (Brown, 1954; Bonham, 1989) los más tradicionales se basan en estimaciones visuales realizadas directamente sobre las parcelas de campo o sobre subparcelas, cuadrículas o transectos. Las mediciones realizadas empleando transectos se basan en determinar visualmente la presencia o ausencia de cobertura en un número finito de puntos (Morrison *et al.*, 1993, 1995). Hace, más o menos, medio siglo comenzaron a utilizarse imágenes fotográficas de forma bastante generalizada. Inicialmente la metodología seguía basándose en la evaluación visual realizada por un operario que, de forma subjetiva, diferenciaba en una fotografía entre el suelo cubierto y el suelo desnudo. Utilizadas de esta forma, las técnicas fotográficas presentan la ventaja de constituir un registro permanente que permite comprobar los resultados, realizar diferentes análisis a posteriori y facilitar los estudios de evolución de la cobertura. Sin embargo, se realicen en campo o sobre imágenes fotográficas, las determinaciones visuales siempre dan como resultado estimaciones sesgadas de la cobertura por la inevitable subjetividad del observador (Bonham, 1989).

El desarrollo de técnicas de análisis automático de imágenes (Hayes y Han, 1993; van Henten y Bontsema, 1995; Birdsall *et al.*, 1995) permite medir con mayor objetividad y precisión (Morrison *et al.*, 1993). Para diferenciar entre el suelo y la vegetación se puede emplear un registro de radiación visible ya que las partes verdes de los vegetales emiten en longitudes de onda diferentes al suelo. También son útiles con este fin las películas de infrarrojos (Blazquez *et al.*, 1981). La diferenciación entre el suelo desnudo y el suelo cubierto por residuos vegetales, normalmente, no puede realizarse por técnicas automáticas empleando imágenes del espectro visible, por lo que se han desarrollado métodos basados en fluorescencia, radiación ultravioleta y radiación infrarroja para estudiar, por ejemplo, la cantidad de residuos que dejan las cosechas en superficie (Daughtry *et al.*, 1997; Barnes *et al.*, 2003).

Los métodos automáticos no sólo aumentan la objetividad y precisión, también consumen menos tiempo que los tradicionales y aunque requieren una instrumentación más sofisticada, el gran desarrollo alcanzado por las cámaras digitales de alta resolución y los programas necesarios para el tratamiento de imágenes, han hecho que esta tecnología sea económica y de fácil acceso. Trabajos recientes ponen de manifiesto el interés de estas metodologías para determinar la biomasa vegetal y la cobertura empleando imágenes digitales y software de libre acceso desarrollado para este fin (Paruelo *et al.*, 2000) o incluso software estándar de uso frecuente (Purcell, 2000; Richardson *et al.*, 2001).

El objetivo de este trabajo ha sido comparar la operatividad y la precisión de 3 métodos de evaluación de la cobertura del suelo en pequeñas parcelas experimentales. Los tres métodos se basan en el análisis de imágenes digitales (i) mediante retintado manual y posterior análisis de imagen (ii) procesando las imágenes con software de uso frecuente y (iii) mediante estimación visual. De esta forma se pretende evaluar hasta qué punto es posible determinar la cobertura total del suelo, en pequeñas parcelas, con procedimientos sencillos de análisis automático o mediante estimación visual.

## Materiales y Métodos

### *Realización de las imágenes*

Se realizaron fotografías digitales, ortogonales, en 60 parcelas circulares de 1 m de diámetro con diferentes tipos de cubierta: vegetación arbustiva (*Medicago strasserii*, *Colutea arborescens*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Retama sphaerocarpa*), vegetación herbácea y pedregosidad en suelo sin vegetación. En las parcelas de arbustos, se tomaron imágenes que incluían el arbusto y su hojarasca, la cubierta aérea sin la hojarasca, la hojarasca depositada sobre el suelo (tras retirar el arbusto), y la pedregosidad del suelo desnudo una vez retirados el arbusto y la hojarasca. Se empleó una cámara Olympus Camedia C5050ZOOM® montada sobre un monopié fijado a un marco con 4 patas telescópicas que permitían regular la altura (ver Figura A3.1). El objetivo de la cámara se situó entre 2 y 2,40 m sobre el nivel del suelo, empleándose la altura mayor para fotografiar los arbustos de mayor porte. El obturador se accionó mediante un dispositivo remoto. Las imágenes se almacenaron en formato TIFF.



*Metodologías de determinación de la cobertura*

*Estimación visual (EV).* las imágenes se descargaron en un ordenador personal y se imprimieron en papel vegetal formato DINA-3. Las láminas así obtenidas, se colocaron sobre un panel y, con la ayuda de patrones de referencia, 4 observadores independientes y entrenados realizaron la estimación visual de la cobertura. Posteriormente se calculó, para cada imagen, la media de las 4 observaciones que se tomó como valor de cobertura del procedimiento de estimación visual (EV).

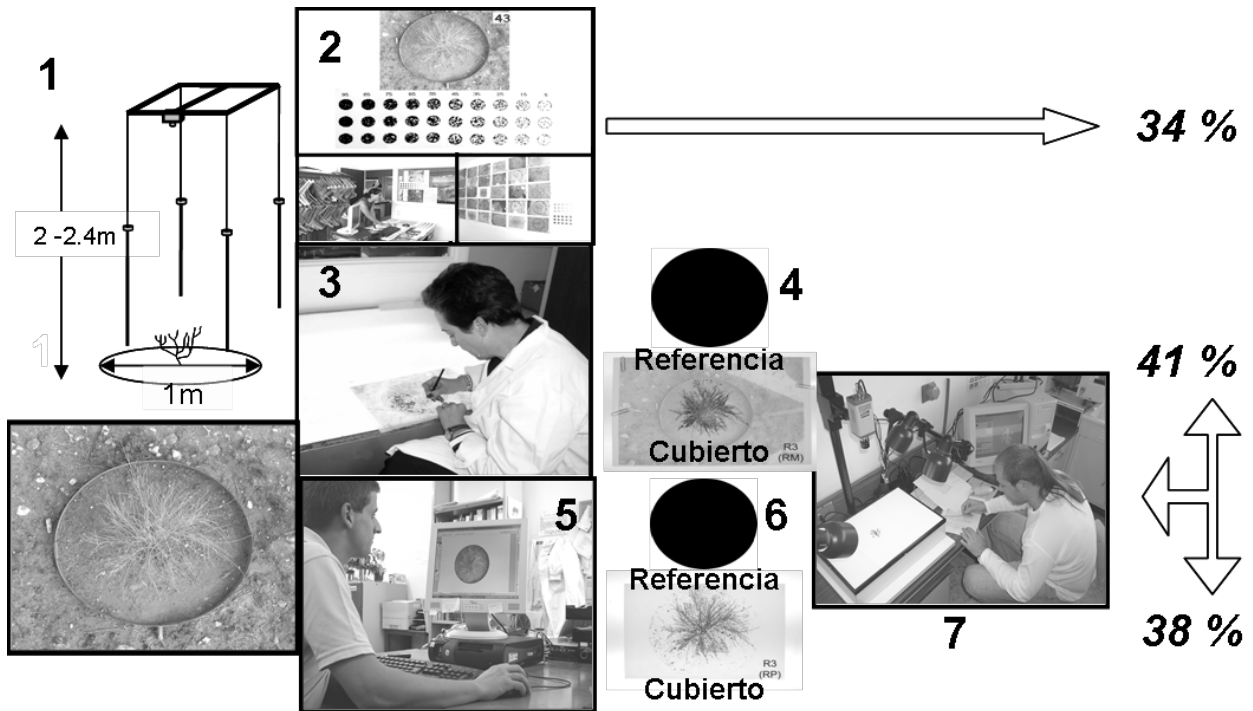
*Retintado manual (RM).* se empleó una mesa de dibujo provista de iluminación inferior y papel DINA-3 (Stabiphane Láser PPC 75 TS) que se colocó sobre las láminas impresas en papel vegetal. Se calcó la superficie de suelo cubierto y se coloreó de negro. Asimismo, se copió la superficie de referencia, determinada por el aro de un metro de diámetro que delimitaba las parcelas, cuya imagen se recortó en una cartulina negra. Mediante un analizador de imágenes y el software WinDias®, en cada muestra se obtuvo el valor de la superficie de referencia y el de la superficie del suelo desnudo, con lo que se pudo calcular el porcentaje de suelo desnudo, y por complemento a 100 el de cobertura.

*Retintado Photoshop (RP).* las fotografías digitales se editaron con el programa Adobe Photoshop CS® que permitió mejorar el contraste y el brillo de las imágenes.

Pulsando con la herramienta "Varita Mágica" sobre zonas de la imagen en las que el suelo aparecía cubierto, se seleccionaron píxeles de color semejante. Una vez seleccionados los píxeles de suelo cubierto, estos se colorearon de negro, y se creó una capa en la que sólo se incluyó la superficie cubierta. Por otro lado, con la herramienta "Marco", se seleccionó la superficie de referencia, se coloreó de negro y se almacenó como una nueva capa. Como en el caso del RM los porcentajes de suelo cubierto se determinaron mediante un analizador de imágenes y el software WinDias utilizando imágenes impresas de la "Capa Suelo Cubierto" y de la "Capa Marco".

*Calibración de las Metodologías empleadas*

El proceso RM se consideró como el que más se aproximaba a la realidad, ya que cuando surgieron dudas al interpretar los colores de la imagen para discriminar entre lo que era suelo desnudo y lo que era suelo cubierto, el criterio y la capacidad de observación del operario ayudaron a tomar la decisión más verosímil. Por eso se consideraron los valores obtenidos con el método RM como cifras de "cobertura real" a las que debían aproximarse los valores obtenidos aplicando las otras metodologías. La comparación entre los porcentajes de cobertura "real" y los valores de cobertura obtenidos con los procedimientos EV y RP se realizó mediante regresión lineal (SAS, 1985) y comparación de las ecuaciones obtenidas con la recta  $y = x$ .



**Figura A3.1.** Métodos empleados en la determinación de la cobertura: 1. Fotografía Ortogonal: metodología y fotografía de un ejemplar; 2. Estimación Visual (EV) con patrones de referencia; 3 y 4. Retintado Manual (RM) de la superficie cubierta y superficie de referencia; 4 y 5. Retintado Digital (RP) de la superficie cubierta y de la superficie de referencia con Adobe Photoshop; 7. Medida con analizador de imágenes.

## Resultados y discusión

### *Estimación visual*

Para el conjunto de las 60 parcelas la relación entre la cobertura RM y el valor estimado visualmente, EV, fue muy significativa (ver figura A3.2A) la ordenada en el origen fue significativamente mayor de cero ( $P > 0.001$ ), con un coeficiente de correlación de 0,87 entre las dos técnicas de medida.

En la figura A3.2A, que representa la distribución de las determinaciones realizadas y su relación con la recta  $y = x$ , se observa que para valores de cobertura superiores al 50% la estimación visual tiende a subestimar la cobertura. Cuando se analizaron por separado los resultados obtenidos para la cobertura arbustiva y la cobertura no arbustiva la estimación visual subestimó sistemáticamente la cobertura de los arbustos (figura A3.2B) lo que no sucedió con la cobertura no arbustiva (figura A3.2C).

### *Retintado con Photoshop*

Para el conjunto de las 60 parcelas experimentales la relación entre la cobertura RM y el valor estimado mediante el retintado automático con Photoshop, RP, se obtuvo una ordenada en el origen que no fue significativamente distinta de cero ( $P > 0,86$ ) y el coeficiente de correlación entre ambas técnicas fue de 0,76.

En la figura A3.2D se observa que el método RP para valores bajos de cobertura tiende a la sobrestimación y por el contrario para valores elevados de cobertura tiende a la subestimación. Al analizar por separado los resultados obtenidos para cobertura arbustiva y para cobertura no arbustiva, lo mismo que en el caso de la EV, se observó que el RP subestimó sistemáticamente la cobertura de los arbustos (figura A3.2E). Para las imágenes con cobertura no arbustiva el RP dio errores sistemáticos por exceso a niveles de cobertura bajos (inferiores al 50 %) y errores sistemáticos por defecto para valores de cobertura elevados (superiores al 50 %).

El proceso de Retintado Manual sin duda es fiable, pero muy laborioso: conlleva mucho esfuerzo y mucho tiempo. De entre los otros dos procedimientos testados, la Estimación Visual es el procedimiento que más se ajusta a los valores del RM siendo además un procedimiento mucho más rápido que el RP.

En general las técnicas de análisis de imágenes del espectro visible dan buenos resultados cuando se aplican

para en el estudio de parcelas de cultivo, u otras situaciones igualmente homogéneas, en las que el color verde de la vegetación en crecimiento activo se diferencia con facilidad del suelo (Purcell, 2000; Richardson *et al.*, 2001). No sucede lo mismo cuando esta metodología se aplica a residuos vegetales, que en el visible pueden emitir en longitudes de onda muy próximas a las del suelo. En general el contraste entre el suelo y los residuos vegetales es muy pobre y variable (Steiner *et al.*, 2000). Para este tipo de situaciones se han desarrollado técnicas basadas en fluorescencia e infrarrojo cercano (Daughtry *et al.*, 1997, 2004). El problema se plantea cuando se quiere estimar la cobertura en condiciones complejas de tierras no sometidas a laboreo donde coexisten partes verdes y leñosas con residuos orgánicos en diferentes grados de descomposición y piedras. Para estas condiciones los resultados obtenidos por Booth *et al.* (2005) indican que las técnicas de análisis de imagen si bien no permiten determinar con precisión la cobertura en una determinada parcela, si pueden ser útiles para obtener valores medios de cobertura. Sin embargo, nuestros resultados indican que al menos con el software empleado, la estimación de la cobertura con técnicas automáticas de análisis de imagen puede tener notables sesgos.

Las técnicas de estimación visual dieron resultados con menor sesgo y más aproximados a la realidad, al menos para cubiertas no arbustivas.

Cuando hay vegetación arbustiva se produce un error mayor con ambos procedimientos. En este caso los coeficientes de correlación se redujeron a un 0,74 y un 0,50 respectivamente para EV y RP. La presencia de material vivo y residuos vegetales dificulta la estimación, tanto visual como automática, debido a la presencia de más variedad de colores, sombras y una mayor gama de tonalidades para cada color.

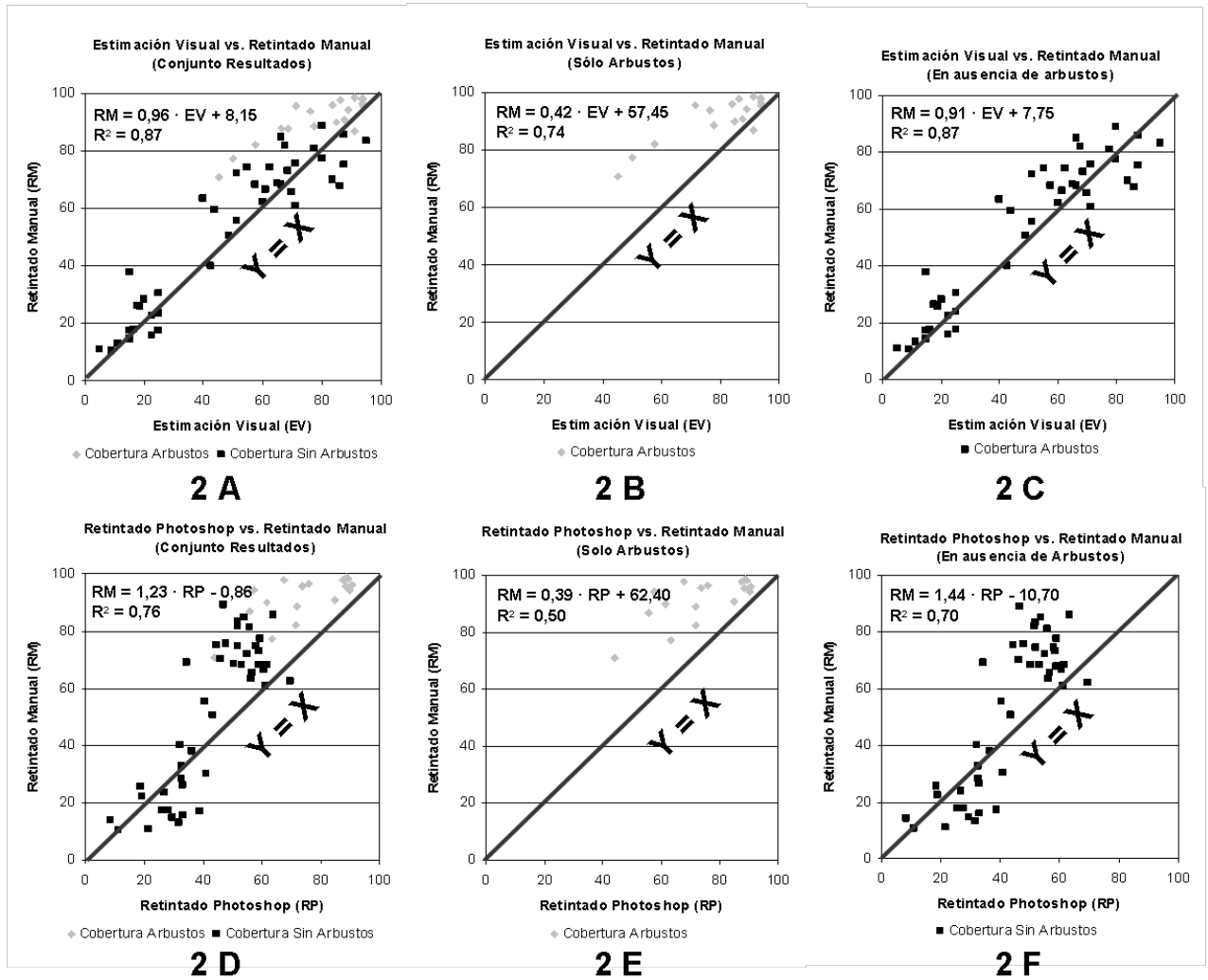


Figura A3.2. Ecuaciones de regresión. Ecuaciones A3.2A, A3.2B y A3.2C Estimación Visual (EV) versus Retintado Manual (RM): A3.2A conjunto de los datos, A3.2B vegetación arbustiva y A3.2C cobertura no arbustiva. Ecuaciones A3.2D, A3.2E y A3.2F Retintado Photoshop (RP) versus Retintado Manual (RM): A3.2D conjunto de los datos, A3.2E vegetación arbustiva y A3.2F cobertura no arbustiva.

## Referencias

- Andreu, V., Rubio, J.L., Cerni, R. 1998. Effects of Mediterranean shrub cover on water erosion (Valencia-Spain). *Journal of Soil and Water Conservation* 53, 112-120.
- Barnes, E.M., Sudduth, K.A., Hummel, J.W., Lesch, S.M., Corwin, D.L., Yang, C., Daughtry, C.S.T., Bausch, W.C. 2003. Remote- and ground -based sensor techniques to map soil properties. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 69,: 619-630.
- Birdsall, J.L., Quimby, P.C., Svejcar, T., Sowell, B. 1995. Image analysis to determine vegetative cover of leafy spurge. *Leafy Spurge Symposium*, Fargo, North Dakota; July 25-27, 1995.
- Blazquez, G.H., Elliott, R.A., Edwards, G.J. 1981. Vegetable crop management with remote sensing. *Photogrammetric engineering and remote sensing* 47, 543-547.
- Bonham, C.D. 1989. *Measurements for terrestrial vegetation*. John Wiley & Sons, New York, 338 pp.
- Booth, D.T., Cox, S.E., Fifield, C., Phillips, M., Williamson, N. 2005. Image analysis compared with other methods for measuring ground cover. *Arid Land Research and Management* 19, 91-100.
- Brown, D. 1954. *Methods of surveying and measuring vegetation*. Commonwealth Bur. Pastures y Field Crops Bull. 42, Bradley & Sons Ltd., Reading, England, 223 pp.
- Daughtry, C.S.T., Mc Murtrey III, J.E., Kim, M.S., Chappelle, E.W. (1997). Estimating Crop Residue Cover by Blue Fluorescence Imaging. *Remote Sensing of Environment*, 60,14-21.
- Daughtry, C.S.T., Hunt, E.R. Jr., McMurtrey III, J.E. 2004. Assessing crop residue cover using shortwave infrared reflectance. *Remote Sensing of Environment* 90, 126-134
- Francis, C.F., Thornes, J.B. 1990. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. In: Thornes, J.B. (Ed.), *Vegetation and Erosion. Processes and environments*. Wiley, Chichester, 363-384.
- López-Bermúdez, F., Albadalejo, J. 1990. Factores ambientales de la degradación del suelo en el área Mediterránea. In: Albadalejo, J., Stocking, M.A., Díaz, E. (Eds.), *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*, pp. 15-45.
- Hayes, J.C., Han, Y.J. 1993. Comparison of crop-cover measuring systems. *Transactions of the ASAE* 36, 1727-1732.
- Morrison Jr., J.E., Huang, C., Lightle, D.T., Daughtry, C.S.T. 1993. Residue cover measurement techniques. *Journal of Soil and Water Conservation* 48, 479- 483.
- Morrison Jr., J.E., Lemunyon, J., Bogusch Jr.,H.C. 1995. Sources of variation and performance of nine devices when measuring crop residue cover. *Transactions of the ASAE* 38: 521- 529.
- Paruelo, J.M., Lauenroth, W.K., Roset., P.A. 2000. Technical note: Estimating aboveground plant biomass using a photographic technique. *Journal of Rangeland Management* 53, 190-193.
- Purcell, L.C. 2000. Soybean canopy coverage and light interception measurement using digital imagery. *Crop Science* 40, 834- 837.
- Richardson, M.D, Karcher, D.E., Purcell, L.C. 2001. Quantifying turfgrass cover using digital image analysis. *Crop Science* 41, 1884-1888.
- Roose, E. 1996. *Land Husbandry: components and strategy*. FAO Rome. FAO soils Bull. N° 70, 380 pp.
- SAS 1985. *Statistical Analysis Systems Institute. SAS User's Guide: Statistics*, ver. 5. SAS Institute Inc. Cary, NC. 956 pp.
- Steiner, J.L. 1994. Crop residue effects on water conservation. In: Unger, P.W. (Ed.), *Managing agricultural residues*. Lewis, Boca Raton, Florida, pp. 41-76.
- Van Henten, E.J., Bontsema, J. 1995. Non-destructive crop measurements by image processing for crop growth control. *Journal of Agricultural Engineering Research* 61, 97-1



