

TESIS DOCTORAL



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DEL SUELO Y RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO

AUTOR:

PALOMA HUESO GONZÁLEZ

Directores:

Jose Damian Ruiz Sinoga

(Área de Geografía física, Dpto. Geografía)

Juan Francisco Martínez Murillo

(Área de Análisis Geográfico y Regional, Dpto. Geografía)

DEPARTAMENTO DE GEOGRAFÍA
FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS

Diciembre 2014



Publicaciones y
Divulgación Científica

AUTOR: Paloma Hueso González

EDITA: Publicaciones y Divulgación Científica. Universidad de Málaga



Esta obra está sujeta a una licencia Creative Commons:

Reconocimiento - No comercial - SinObraDerivada (cc-by-nc-nd):

[Http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/es](http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/es)

Cualquier parte de esta obra se puede reproducir sin autorización
pero con el reconocimiento y atribución de los autores.

No se puede hacer uso comercial de la obra y no se puede alterar, transformar o hacer
obras derivadas.

Esta Tesis Doctoral está depositada en el Repositorio Institucional de la Universidad de
Málaga (RIUMA): riuma.uma.es

*A mis padres, Antonio y Francisca,
A mi hermano, Fede,
referentes en mi vida.*

AGRADECIMIENTOS

Desde que comencé este proyecto de tesis doctoral, en multitud de ocasiones he visualizado en positivo el día en que me sentaría frente al ordenador para escribir los agradecimientos. Ahora que me toca hacerlo no puedo evitar sentir cierta nostalgia. Nostalgia por una etapa que termina y que, sin duda, me ha brindado la oportunidad de involucrar a grandes personas, que son tan participes como yo en el proceso de materialización de esta memoria.

Quiero empezar mis agradecimientos dando un GRACIAS, en mayúsculas, a José Damian Ruiz Sinoga, mi director. Ante todo, darte las gracias por concederme la oportunidad de participar en el proyecto, por hacerme sentir un miembro más del grupo de investigación y por la confianza depositada durante estos cuatro años. A mi otro director, Juan Francisco Martínez Murillo, le debo gran parte de los meritos logrados en mi carrera científica. Gracias por estar siempre a mi lado y por cada una de las horas que has pasado revisando esta memoria.

Agradezco enormemente la ayuda de Hanoch Lavee, que aunque a efectos administrativos no aparece en ningún papel, podría considerarse un tercer director. Gracias por enseñarme a respetar y amar la investigación, has sido mi luz en el camino.

A mis padres, les doy las gracias por el amor con que nos han educado. A ti mama, también doctora, gracias por ser mi referente de vida, por enseñarme que con esfuerzo y pasión todo se consigue. A mi padre, le debo todos datos de campo de esta tesis. Gracias por acompañarme y ayudarme en cada visita a Nerja. Gracias también por querernos por encima de todo, cuidarnos y apoyarnos en todas nuestras decisiones como si tuyas se tratasen.

A Juan Víctor y a mi hermano, dos personas increíbles con las que tengo la inmensa fortuna de compartir mi vida, tengo que agradecer su dedicación y paciencia. Gracias por entenderme, animarme y sacarme una sonrisa en los momentos difíciles.

A mis primas y amigas, les doy las gracias por estar siempre ahí, apoyándome y cuidándome. A ti, Begoña, sin ti no habría sido lo mismo. Por supuesto, también me acuerdo de los compañeros que he tenido durante la realización de este trabajo. No me olvido Miriam, Santiago, Belén, Jesús e Iñaki, gracias por los buenos momentos pasados.

Al grupo de Geografía Física de la Universidad de Málaga también le estoy agradecida. Especialmente a Miguel Ángel, por todos los conocimientos transmitidos en los

primeros años. De agradecer son también los innumerables consejos y el apoyo dado por Marichón, Artemi y Ricardo Salas.

Agradezco también a Federico, Manu y Kiko de TRAGSA, que han sido un elemento clave en el desarrollo de mi carrera profesional. A vosotros, gracias por creer en mí en todo momento. De igual forma, os agradezco el soporte técnico brindado durante estos cuatro años.

Por último, quiero agradecer a la Consejería de Economía, Ciencia y Empresa de la Junta de Andalucía y al Campus de Excelencia internacional AndalucíaTech, sin los cuales no hubiera podido desarrollarse esta investigación.

RESUMEN

La vegetación juega un papel fundamental en la conservación del suelo, por lo que es habitual que se considere la recuperación de la cubierta vegetal como una de las estrategias disponibles para mitigar los efectos de la desertificación en ambientes forestales mediterráneos. En España, la falta de planificación en políticas forestales ha provocado que el éxito de las actuaciones de repoblación haya sido muy reducido. Este hecho, unido a los elevados costes asociados a su mantenimiento y seguimiento, resalta la necesidad de incorporar avances científicos sobre la composición, estructura y funcionamiento de los sistemas eco-geomorfológicos a las actividades de repoblación.

Esta tesis doctoral, se centra en el estudio del manejo y la conservación de los suelos, así como la recuperación de la cubierta vegetal desde el punto de vista de la gestión del medio natural en ambientes eco-geomorfológicos mediterráneos. En concreto, el estudio evalúa la incidencia de cinco enmiendas orgánicas en los suelos, tanto en sus propiedades como en su funcionamiento hidro-geomorfológico, además de los efectos positivos y negativos en el desarrollo y existo de una cubierta vegetal reforestada. La investigación toma el enfoque sistémico como estrategia de análisis, integrando y sintetizando los procesos e interacciones que tienen lugar entre los elementos del sistema ecogeomorfológico mediterráneo. La base metodológica de la investigación esta fundamentada en la siguiente hipótesis: *“En una situación de umbral climático o ecotono entre los regímenes mediterráneos subhúmedos y semiáridos, la aplicación de enmiendas ayudaría a mitigar los procesos de degradación y pérdida de suelo, así como a favorecer el establecimiento de una nueva cubierta vegetal pues, al favorecer el aumento de carbono orgánico y/o la permanencia de agua en el suelo, estos sostendrían mejor la vegetación reforestada”*. De acuerdo con la hipótesis de investigación planteada la metodología se plasmó a escala de parcela y dentro del parque natural Sierra Tejeda, Almajara y Alhama. Específicamente, se trata de doce parcelas experimentales de 24 m² de superficie y tipo cerrado. En cada conjunto, dos parcelas, se ensayó una estrategia diferente de restauración: (i) dos parcelas fueron reforestadas y enmendadas con 10 Mg ha⁻¹ de un mulch de paja; (ii) dos parcelas fueron reforestadas y enmendadas con 10 Mg ha⁻¹ de un mulch de astillas de poda de Aleppo pine (*Pinus halepensis*. L.); (iii) dos parcelas fueron reforestadas y enmendadas con 10 Mg ha⁻¹ de TerraCottem (polímero hidroabsorbente); (iv) dos parcelas fueron reforestadas y enmendadas con 10 Mg ha⁻¹ de lodos depuradora previo tratamiento de valorización; (v) dos parcelas fueron reforestadas y enmendadas con 10 Mg ha⁻¹ de estiércol de origen vacuno; (vi) dos parcelas fueron reforestas pero no enmendadas, conjunto control. El patrón de reforestación fue común en todas ellas.

Del análisis de resultados se desprende que la confirmación de la hipótesis de la investigación, dependía del tipo de enmienda aplicada al suelo en las condiciones eco-

geomorfológicas del área experimental. Los lodos de depuradora, el estiércol de origen vacuno y los polímeros hidroabsorbentes, no resultaron enmiendas efectivas para mitigar los procesos de degradación del suelo o favorecer la restauración de la cubierta vegetal: los suelos con polímeros hidroabsorbentes y con estiércol de origen vacuno, mostraron un incremento en la producción de escorrentía y pérdida de suelo respecto a los suelos control; en estos últimos suelos enmendados, además de aquellos con lodos depuradora la restauración de la cubierta vegetal fue limitada. Al contrario, los tratamientos de mulch de paja y mulch de astillas de poda de Aleppo pine (*Pinus halepensis* L.) resultaron métodos efectivos, para la restauración del sistema eco-geomorfológico, conforme a la hipótesis general planteada. No obstante, parcialmente en contra de la hipótesis general, se observó que estas enmiendas no habían generado cambios suficientes en las propiedades químicas como para explicar los cambios encontrados en la supervivencia de los individuos. Pero sí conllevaron cambios estructurales en el suelo, pues con su volteo y mezcla aparecieron nuevos canales y macroporos. Estos canales fueron responsables de no observar el modelo de generación de escorrentía Hortoniana, descrito para el control, en las parcelas con suelos enmendados de paja y poda, sino mecanismos de saturación del suelo. Ello se corroboró con las bajas tasas de escorrentía generadas, el aumento de la tasa de infiltración y la redistribución de agua en la profundidad del perfil del suelo. Todo ello condicionó que existiese mayor cantidad de agua disponible para el desarrollo de la cubierta vegetal, y que las tasas de pérdida de suelo fuesen mínimas.

Como conclusión general se podría extraer que los procesos de degradación/pérdida de suelo y el crecimiento de la cubierta vegetal solo fueron controlados y favorecidos, respectivamente, en las parcelas con suelos tratados con paja y poda de un modo efectivo. Desde el punto de vista de la gestión forestal, resulta muy interesante su aplicación ya que consiguen reducir las tasas de erosión, favorecen la entrada de agua en el perfil, incrementan el periodo de tiempo de agua útil en el suelo, reducen la escorrentía y las pérdidas de suelo. Por consiguiente, puede sugerirse el uso de estas enmiendas en el proceso de restauración de la cubierta vegetal, en condiciones eco-geomorfológicas similares a las descritas en esta tesis doctoral, para mitigar la degradación y pérdida de los suelos, así como para aumentar la cubierta vegetal protectora. Sin embargo, dado que los restos de astillas de poda pueden ser generados en la propia zona forestal, como subproducto de las actividades de silvicultura, se suprimen los gastos derivados de la adquisición y transporte en buena medida, a la vez que se le da salida a los mismos, se ha considerado que este tratamiento resulta aún más eficiente desde un punto de vista económico.

En definitiva, estudio resulta válido en la medida que permite arrojar luz sobre un tema desconocido y complejo, como es el papel que desempeñan diferentes enmiendas en las relaciones suelo-agua-planta y su actuación en la restauración efectiva de la cubierta

vegetal para así, minimizar las pérdidas de suelo. Los resultados que derivan de este estudio dan ciertas claves para tomar decisiones de gestión, en ecosistemas forestales, bien fundamentadas.

ÍNDICE

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN	15
1. El sistema ecogeomorfológico mediterráneo	15
1.1. Elementos del sistema eco-geomorfológico mediterráneo	16
1.1.1. El clima.....	17
1.1.2. La topografía.....	18
1.1.3. La vegetación y usos del suelo	19
1.1.3.1. La vegetación natural.....	19
1.1.3.2. La actividad humana y usos del suelo	21
1.1.4. El suelo	22
1.1.4.1. Las características superficiales de los suelos	22
1.1.4.2. Propiedades físicas, químicas y biológicas.....	23
1.1.4.3. Propiedades hídricas	25
1.2. Las relaciones suelo-agua-plantas: procesos hidrológicos y erosivos	26
1.2.1. Infiltración y redistribución de agua en el suelo.....	27
1.2.2. Mecanismos de generación de escorrentía	28
1.2.3. Procesos de degradación del sistema eco-geomorfológico	31
2. Manejo del monte mediterráneo para la recuperación de la cubierta vegetal	32
2.1. La degradación de los suelos forestales y su problemática	32
2.2. La restauración de la cubierta vegetal en medios mediterráneos	35
3. El uso de enmiendas para la recuperación de los suelos	39
3.1. Tipos de enmiendas	40
3.2. Métodos de aplicación y dosis más comunes	42
3.3. Efecto de las enmiendas para la recuperación de los suelos.....	43
3.3.1. Efecto sobre las propiedades de los suelos.....	43
3.3.2. Efectos sobre la escorrentía y la erosión hídrica	47
3.4. Riesgos derivados del uso de enmiendas.....	48
4. Enfoque, hipótesis y antecedentes	50
5. Bibliografía.....	56
CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDIO	81
1. Contexto geográfico del área experimental El Pinarillo.....	81
1.1. El relieve.....	81
1.1.1. Contexto topográfico	81
1.1.2. Contexto geológico.....	83
1.2. El clima.....	85
1.3. Hidrografía e hidrología	86
1.4. La vegetación.....	88

2. Entorno del área experimental El Pinarillo.....	89
2.1. Condiciones topográficas y geológicas	90
2.2. El clima.....	92
2.3. Características del suelo	97
2.4. Vegetación natural y usos del suelo	99
3. Bibliografía.....	101

CAPÍTULO III: MATERIALES Y MÉTODOS.....107

1. Selección del área de trabajo	111
2. Trabajo de campo	112
2.1. Puesta en marcha de la red experimental.....	112
2.1.1. Delimitación de las parcelas experimentales.....	113
2.1.2. Homogeneización del sistema	115
2.1.3. Estrategias para la restauración del suelo	115
2.1.4. Caracterización de las especies vegetales dominantes en el área de estudio.....	117
2.1.5. Plan de reforestación	119
2.2. Recopilación de las variables meteorológicas.....	120
2.3. Muestreo del suelo.....	121
2.4. Hidrodinámica del suelo.....	122
2.4.1. Humedad del suelo	122
2.4.2. Experimentos de infiltración y conductividad hidráulica no saturada ..	123
2.4.3. Medida de la hidrofobicidad del suelo	124
2.5. Medida de la escorrentía superficial.....	126
2.6. Dinámica espacio-temporal del patrón eco-geomorfológico.....	127
2.6.1. Seguimiento y control de la cubierta vegetal reforestada.....	127
2.7. Cartografía de los cambios en las condiciones superficiales de los suelos	127
3. Determinaciones analíticas de laboratorio.....	129
3.1. Propiedades edáficas.....	129
3.1.1. Propiedades físicas	129
3.1.1.1. Contenido en gravas	129
3.1.1.2. Textura o distribución granulométrica	130
3.1.1.3. Estabilidad de agregados	131
3.1.2. Propiedades químicas	132
3.1.2.1. Contenido de materia orgánica.....	133
3.1.2.2. pH	135
3.1.2.3. Conductividad eléctrica	136
3.1.3. Propiedades hídricas	137
3.2. Cuantificación de la pérdida de suelo.....	138
4. Tratamiento de la información	139
4.1. Procedimientos estadísticos.....	140

4.1.1. Medidas de tendencia central	140
4.1.2. Medidas de dispersión	140
4.1.3. Medidas de forma	141
4.1.4. Comprobación de la hipótesis	142
4.1.5. Relaciones entre las variables.....	144
4.1.6. Transformaciones	146
4.2. Cálculos hidrodinámicos	146
4.3. Tratamiento cartográfico	148
5. Bibliografía.....	151

CAPÍTULO IV: RESULTADOS161

1. Análisis de las variables climáticas	161
1.1. Análisis de la serie de precipitación	161
1.2. Análisis de la serie de temperatura	167
2. Cambios observados en las propiedades de los suelos enmendados.....	168
2.1. Propiedades químicas	169
2.1.1. Contenido en carbono orgánico.....	169
2.1.1.1. Análisis de las diferencias con el control	170
2.1.1.2. Análisis de las diferencias entre tratamientos.....	172
2.1.2. pH	174
2.1.2.1. Análisis de las diferencias con el control	174
2.1.2.2. Análisis de las diferencias entre tratamientos.....	176
2.1.3. Conductividad eléctrica	178
2.1.3.1. Análisis de las diferencias con el control	178
2.1.3.2. Análisis de las diferencias entre tratamientos.....	180
2.2. Propiedades físicas	182
2.2.1. Estabilidad estructural	182
2.3. Propiedades hídricas del suelo.....	190
2.3.1. Hidrofobicidad.....	190
2.3.2. Conductividad hidráulica no saturada	192
3. Seguimiento espacio temporal de la cubierta vegetal reforestada.....	196
3.1. Tasa de supervivencia de la vegetación reforestada.....	196
3.1.1. <i>Chamaerops humilis</i> L.	196
3.1.2. <i>Lavandula stoechas</i> Lam.	198
3.1.3. <i>Lavandula multifida</i> Lam.....	200
3.1.4. <i>Lavandula dentatae</i> Lam.	201
3.1.5. <i>Rhamnus alaternus</i> L.	203
3.1.6. <i>Rhamnus oleoides</i> L.	205
3.1.7. <i>Pistacea lentiscus</i> L.....	206
3.1.8. <i>Rosmarinus officinalis</i> L.....	207
3.1.9. <i>Thymus capitatus</i> L.....	209

3.2. Cambios espaciales y temporales del patrón eco-geomorfológico en las parcelas	211
4. Hidrodinámica del suelo	216
4.1. Datos generales de humedad	216
4.2. Disponibilidad de agua en el perfil.....	402
4.2.1. Variabilidad de la humedad del suelo durante los eventos de precipitación de magnitud extrema.....	219
4.2.2. Variabilidad de la humedad del suelo durante los eventos de precipitación de magnitud media.....	220
4.2.3. Variabilidad de la humedad del suelo durante los eventos de precipitación de magnitud baja.....	221
4.3. Variabilidad temporal del agua útil	224
5. Respuesta hidrológica-erosiva de los tratamientos.....	226
5.1. Escorrentía superficial	226
5.2. Emisión de sedimentos	232
6. Síntesis de resultados.....	238
7. Bibliografía.....	241

CAPÍTULO V: DISCUSIÓN.....245

1. Impacto de las enmiendas en las propiedades de los suelos.....	246
1.1. Impacto de las enmiendas en las propiedades químicas del suelo	246
1.1.1. Cambios introducidos en el contenido de carbono orgánico.....	246
1.1.2. Cambios introducidos en la conductividad eléctrica.....	252
1.1.3. Cambios introducidos en el pH	253
1.2. Efecto de las enmiendas sobre las propiedades físicas.....	254
1.2.1. Impacto de las enmiendas en la estabilidad de agregados.....	254
1.2.2. Impacto de las enmiendas en la estructura del suelo.....	256
2. Impacto de las enmiendas en la cubierta vegetal reforestada.....	259
3. Impacto de las enmiendas en la hidrodinámica de las parcelas.....	264
3.1. Efecto sobre el funcionamiento hídrico del suelo	265
3.2. Efecto sobre los mecanismos de generación de escorrentía.....	270
3.3. Efecto sobre la movilización de sedimentos y pérdidas de suelo.....	277
4. Síntesis: Efecto global de las enmiendas en el sistema eco-geomorfológico de un ambiente ecotono. Implicaciones	281
5. Bibliografía.....	287

CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES305

ANEXOS315

I. Datos climáticos	317
II. Datos estabilidad estructural	323

III..... Resultados repelencia al agua (TPE).....	327
IV..... Datos para la conductividad hidráulica no saturada.....	341
V..... Datos porcentuales derivados del análisis del patrón eco-geomorfológico	345
VI..... Datos de humedad	349
VII. .. Datos retención hídrica	355
VIII. . Datos de escorrentía	359
IX..... Datos de erosión.....	365
ÍNDICE DE FIGURAS, TABLAS Y FORMULAS	371

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN

La tesis doctoral, que desde estas primeras líneas se presenta, se centra en el estudio del manejo y la conservación de los suelos, así como de la recuperación de la cubierta vegetal desde el punto de vista de la gestión del medio natural en ambientes eco-geomorfológicos mediterráneos. En concreto, en el estudio se ha evaluado la incidencia de distintos tipos de enmiendas en los suelos, tanto en sus propiedades como en su funcionamiento hidro-geomorfológico, además de los efectos positivos y negativos en el desarrollo y éxito de una cubierta vegetal reforestada. La investigación toma el enfoque sistémico como estrategia de análisis, integrando y sintetizando los procesos e interacciones que tienen lugar entre los elementos del sistema eco-geomorfológico mediterráneo. Sin entrar en más detalles ahora, a lo largo de la presente memoria, en los capítulos correspondientes, se describirán los aspectos metodológicos, los resultados, discusión y conclusiones que derivan del estudio, tras realizar primero una introducción al estado de la cuestión y la exposición de la hipótesis y objetivos de la investigación.

1. EL SISTEMA ECO-GEOMORFOLÓGICO MEDITERRÁNEO.

En Geomorfología, como disciplina integrante de la Geografía Física, es sumamente complicado hablar del suelo y los procesos que concurren en él sin hacer continuas alusiones a la topografía, clima y vegetación y viceversa. En esta disciplina, los procesos se analizan en muchas ocasiones desde una perspectiva más global y sistémica. Por esto, si pensamos en las características ecológicas o geomorfológicas de un área determinada, el clima, la topografía, la vegetación, el agua y el suelo, no deben ser considerados como elementos independientes del sistema, sino que deben ser evaluados como un “*todo*” dentro del mismo. La realidad es que estos cinco elementos, están interrelacionados mediante diferentes procesos, que además, son variables en el tiempo y en el espacio. La manera en la que se presentan estos elementos y la forma en que ocurren sus interrelaciones, definen el “*sistema eco-geomorfológico*” de un ámbito geográfico definido. Cabe decir además, según expuso Lavee et al. (1998), que todos los sistemas eco-geomorfológicos son reactivos, es decir, tras una alteración de origen humano o un evento meteorológico extremo, pueden evolucionar hacia condiciones de

degradación o hacia la recuperación de la situación natural previa al impacto. Por esto, el ser humano, a través de la actividad que lleva a cabo sobre la superficie terrestre desde épocas prehistóricas, es un elemento integrante más de los sistemas eco-geomorfológicos, determinante en los procesos físico-naturales que los caracterizan.

1.1. Elementos del sistema eco-geomorfológico mediterráneo

En el análisis de un sistema eco-geomorfológico es importante tener en consideración la escala de la investigación, dado que la variabilidad temporal y espacial de la misma puede introducir ciertas modificaciones en los procesos y factores que lo constituyen (Fig. 1.1). Según plantean Imeson y Lavee (1998) cuando la *escala temporal* es amplia, los umbrales y las discontinuidades del sistema eco-geomorfológico ocurren como resultado de las interacciones “suelo, vegetación, actividad humana y evolución adaptativa del sistema” (Imeson et al., 1995). En relación a la *escala espacial*, Imeson y Lavee (1998) encontraron que a medida que la escala de trabajo aumentaba, los procesos de transferencia de agua, nutrientes y sedimentos, que ocurrían en el sistema estaban separados por periodos de tiempos más largos. Además afirmaron que el análisis de los procesos eco-geomorfológicos a una escala mayor, podía ser explicada por la dinámica de los procesos de la escala inferior. Por esto, la elección de la escala de estudio marca la metodología a utilizar y los resultados que puedan obtenerse en cualquier la investigación, esto es desde el pedón a la cuenca hidrográfica, pasando por las parcelas y laderas.

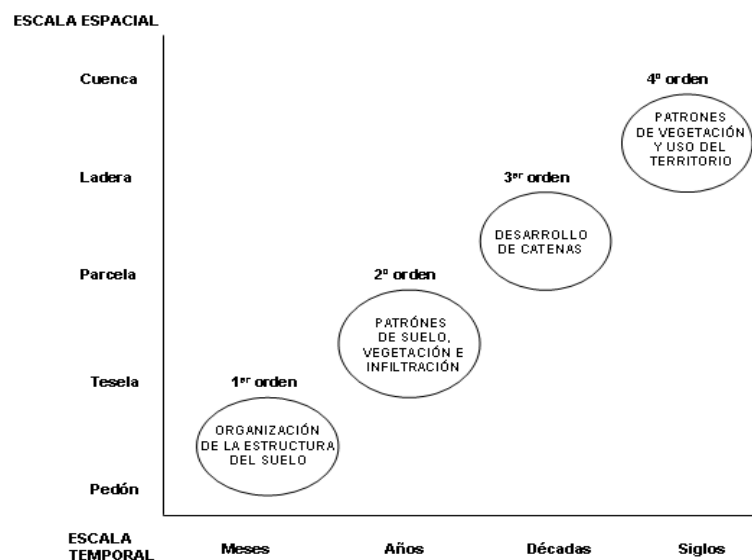


Figura.1.1. Procesos y factores que participan en la dinámica del sistema eco-geomorfológico a diferentes escalas espaciales y temporales. Donde: 1º orden; actividad microbiana, crecimiento vegetal y actividad de la mesofauna en el suelo; 2º orden; diferenciación espacial de la infiltración, transporte local de sedimentos, compactación por paso de ganado, fuego; 3º orden; pastoreo, fuego, escorrentía superficial en laderas, erosión hídrica concentrada; 4º orden; ajuste en la vegetación, ajustes geomorfológicos. Fuente: Redibujado de Imeson y Lavee (1998).

En la presente investigación la escala de trabajo seleccionada fue la de parcela y será escrita en detalle en el capítulo III. La figura 1 muestra, para este orden de magnitud, que factores y procesos intervienen en la dinámica del sistema eco-geomorfológico y que por tanto, deberán ser tenidos en consideración en el presente estudio.

1.1.1. El clima

La variabilidad climática intra-anual, es el rasgo más característico del clima mediterráneo. Así, dentro del mismo año hidrológico se observa una alternancia de meses secos y húmedos dependiendo de variación latitudinal de los anticiclones tropicales. La estación húmeda (octubre-mayo, generalmente) coincide con el descenso en latitud del anticlón tropical y la seca, mayo-septiembre, con el ascenso del anticlón de verano.

Del clima mediterráneo nos interesan las precipitaciones, ya que marcan la disponibilidad hídrica para la vegetación y activan los mecanismos hidrológicos del suelo (Beger, 1984). En términos generales, en el mediterráneo las lluvias muestran cambios rápidos de intensidad y volumen en cortos intervalos de tiempo (Beven, 2002; Bull et al., 1999, Bracken y Kyrkby, 2005). La distribución anual observada es irregular, dado que más del 75% de las precipitaciones se concentran en la época húmeda. Atendiendo a las características internas del evento lluvioso, también se observa cierta irregularidad. Esto es que gran parte del volumen de precipitación acaecido durante el evento puede aparecer concentrado en unos pocos minutos, eventos de gran intensidad, o espaciado en horas o días, eventos de intensidad baja o moderada. Cuando los eventos son de gran intensidad, la precipitación actúa como elemento activador de los procesos hidrológicos del sistema, condiciona los tipos de flujo de agua superficial que puedan desarrollarse y, por tanto, los procesos erosivos desencadenados del mismo. Junto con la falta de uniformidad intra-anual descrita, el régimen de precipitaciones mediterráneo también muestra un patrón inter-anual. Es decir, es típico de estas regiones, la alternancia de ciclos secos y húmedos que se agrupan en periodos de varios años (Maheras, 1988; Ruiz-Sinoga et al., 2011).

No obstante, estas características generales pueden variar tanto en el espacio como en el tiempo, ya que entran en juego otros factores como son la continentalidad, la orografía o la proximidad a las regiones limítrofes. De hecho, las modificaciones implican la coexistencia en el espacio de áreas que, aun teniendo clima mediterráneo, presentan matices muy diferentes: húmedos, continentales, áridos o semiáridos, de montaña. La transición geográfica entre estos ambientes, ocurre de forma muy rápida, en apenas unos kilómetros, pudiéndose encontrar un *gradiente climático* que pone en

relación áreas cercanas de clima mediterráneo, con diferentes regímenes de temperatura y sobre todo de precipitación (Lavee et al., 1998).

Existen zonas comprendidas en un estrecho rango del mencionado gradiente climático donde las condiciones y mecanismos cambian de un modelo a otro de forma dramática, en estas *zonas umbrales o ecotonos*, cualquier pequeño cambio en las precipitaciones o en algún otro factor que afecte al balance hídrico puede dirigir al sistema hacia la desertificación. Esto se debe a que las relaciones de dependencia entre los factores bióticos y abióticos que determinan estos sistemas no están claramente establecidas (Lavee et al., 1998). Cuando un cambio tiene lugar, la consecuencia directa es que la zona umbral afectada deja de caracterizarse por tal rasgo, pasando a engrosar la superficie de ambientes semiáridos existentes en la región mediterránea. Esto supone un importante hándicap para el mantenimiento de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que proveen estos sistemas (IPCC, 2007).

1.1.2. La topografía

La configuración topográfica de un sistema eco-geomorfológico condiciona en el comportamiento hidrodinámico del mismo, así esta configuración queda definida por una serie de parámetros que se exponen a continuación:

- a) La *pendiente* influye de forma directa en las tasas de infiltración del suelo, además condiciona la magnitud, la velocidad y el flujo de entrada de agua (Hewlett y Hibbert, 1967). Se ha demostrado para condiciones semiáridas que la escorrentía superficial puede correlacionarse positivamente con la pendiente (Solé-Benet et al., 1997). Esto puede ser interpretado como un aumento del poder erosivo de la lámina de agua superficial y consecuentemente, un incremento en las tasas de erosión (López-Bermúdez y Albaladejo, 1990).
- b) La *longitud* condiciona la descarga y espesor de los flujos hídricos superficiales. Esto es porque las repercusiones de la acción de las aguas de escorrentía no son las mismas en una ladera con un 25% de pendiente y 50 m. de longitud, que en una ladera de igual pendiente pero con el doble de longitud, puesto que a mayor longitud se produce la acumulación de la escorrentía y, consecuentemente, su capacidad erosiva crece (Kirby et al., 2002).
- c) La *orientación o exposición* controla la cantidad de energía solar que recibe el sistema (López-Bermúdez et al, 1992) y por consiguiente, tiene repercusiones sobre el balance hídrico, el contenido de humedad del suelo y la cubierta vegetal (Sánchez, 1995). De este modo influye en las interacciones que se establecen entre diferentes especies vegetales y en consecuencia, sobre la diversidad

vegetal (Badano et al., 2005).

- d) La *posición topográfica* condiciona el flujo de escorrentía superficial que puede ser acumulado y el área drenante después de un evento de precipitación. Whipkey y Kirkby (1978) apuntan que la posición topográfica es un factor importante en la determinación del volumen de flujo subsuperficial, pues el área drenada se relaciona con el volumen de flujo acumulado desde la parte superior de la ladera.
- e) El *micro-relieve o micro-topografía*, tanto de origen natural como antrópico, delimita dentro de un sistema aquellas áreas con topografía diferente (depresiones, rellanos, áreas con escarpe), lo que incide de forma directa en la dinámica hidrológica, pues favorece la presencia de zonas infiltradoras o zonas generadoras de escorrentía (Esteves et al., 2010). Por ello, en un sistema eco-geomorfológico la preponderancia de un tipo de zonas u otras tiene una implicación directa sobre la conectividad hidrológica y los mecanismos de infiltración de agua en el suelo (Ruiz Sinoga et al., 2000).

1.1.3. La vegetación y usos del suelo

El elemento que constituye la vegetación queda definido por cuatro parámetros: tipo de especie vegetal, disposición espacial horizontal (cobertura o cubierta vegetal) y vertical (estructura vegetal), y variación temporal (carácter perenne, caducifolio o anual de la vegetación). La cubierta suele ser considerada la variable más importante, aunque la altura de la vegetación y la estructura de la comunidad, así como la variación temporal, afectan a las relaciones que marcan los procesos eco-geomorfológicos (Francis y Thornes, 1990). La conjunción de estos parámetros da lugar a lo que ha sido denominado como “*patrón de vegetación*”. Así, el patrón de vegetación puede definirse como la distribución y variación espacio/temporal de las especies vegetales en el sistema.

1.1.3.1. La vegetación natural

El patrón espacial y temporal de vegetación que presente un área determinada tiene consecuencias en la erosión por acción hídrica, pues influye de dos maneras: (i) infiriendo la energía asociada a los procesos erosivos y (ii) modificando las propiedades físico-químicas de los suelos (Francis y Thornes, 1990).

De acuerdo con Puigdefábregas et al. (2005) a continuación se describen los procesos hidrológicos en los que la vegetación juega un papel determinante:

- 1) La *intercepción* es el proceso mediante el cual la vegetación rompe la trayectoria de las gotas de lluvia, haciendo disminuir su intensidad, luego su energía cinética y erosividad, y el volumen total de lluvia recogido en el suelo. La lluvia interceptada queda retenida en las hojas y ramas de la vegetación, momento a partir del cual puede: (i) evaporarse durante y después del evento lluvioso, (ii) circular por la red de ramificaciones hasta el tronco principal y llegar a la superficie del suelo constituyendo, el flujo cortical (Weyman, 1975); (iii) gotear al suelo en lo que se denomina *trascolación* (Weyman, 1975). La lluvia interceptada y evaporada es una pérdida para el sistema hidrológico, de modo que este proceso tiene un efecto obvio en la cantidad de agua que llega a la superficie del suelo o precipitación neta (Weyman, 1975).

- 2) Los procesos de *infiltración* ocurren cuando el agua penetra en el suelo a través de su superficie, la cantidad de agua que llega está condicionada por la presencia de vegetación sobre el mismo. En términos generales, la vegetación aumenta la permeabilidad de los suelos por la abertura de huecos y vías preferenciales debido a la acción de sus sistemas radicales, al mismo tiempo que disminuyen los efectos de desagregación (Mintegui y López-Unzu, 1990). Es decir, al no perder su estructura redonda de nuevo en una buena capacidad de infiltración para él, constituyendo un fenómeno de retroalimentación sistémica. La estructura edáfica es favorecida también por los aportes de biomasa durante los ciclos vitales de la vegetación puesto que suponen la llegada de futura materia orgánica, fundamental para su mantenimiento y, por ende, de su capacidad de infiltración. Estos procesos edáficos en los que interactúan vegetación y suelo serán explicados en el próximo apartado dedicado a este último elemento.

- 3) La vegetación afecta a la trayectoria y volumen de los flujos superficiales, *circulación superficial de la escorrentía*. Esta afección es aún más importante en regiones áridas y semiáridas donde la vegetación adopta un patrón espacial discontinuo, formando mosaicos de dos fases bien diferenciadas: rodales de vegetación y áreas de suelos desnudos (Puigdefábregas y Sánchez, 1996a). Se conforma de este modo una vegetación en bandas, las cuales organizan la generación de escorrentía y la eficiencia del transporte de sedimentos (Cerdá, 1998a; López-Bermúdez et al., 1998) pues la escorrentía superficial se genera en las áreas desnudas de suelo y se infiltra en las zonas de vegetación, que a su vez se ven enriquecidas por los sedimentos arrastrados por la escorrentía (Puigdefábregas y Sánchez, 1996b). Esto puede desencadenar unos mecanismos que contribuyen a significar las diferencias entre áreas de vegetación y de suelo desnudo (Puigdefábregas et al., 1998a). La estabilidad de la organización espacial de la vegetación, está relacionada con en el espacio existente entre cada banda de vegetación; si el equilibrio se rompe, la vegetación puede ver reducida

su extensión y desencadenarse o aumentar los procesos de generación de escorrentía superficial y de erosión en la ladera (Puigdefábregas et al., 1999; Kosmas et al., 2000).

- 4) La vegetación también influye en el estado hídrico del suelo, *contenido de agua* en el mismo, pues su presencia significa el consumo del agua disponible en el sistema poroso de este elemento del sistema eco-geomorfológico. Este consumo es superior en áreas con una cubierta vegetal más densa, arbustiva o arbórea, por una mayor presencia de vegetación, en donde es posible encontrar niveles de humedad edáfica inferiores a los que podrían medirse bajo cubierta herbácea. Esto puede tener repercusiones hidrológicas para el sistema: si hay más vegetación y el suelo se encuentra más seco, es decir, hay un mayor volumen de huecos ocupados por aire, ante una precipitación, a priori la infiltración puede ser superior que en aquellas vertientes con menos vegetación y suelos algo más húmedos. De este modo, la generación de escorrentía superficial se ve más limitada en las laderas con más densidad de vegetación, aunque siempre habrá que tener en cuenta las propiedades edáficas y la época del año. Por todo esto, podemos considerar a la vegetación como un gestor hidrológico.

1.1.3.2. La actividad humana y usos del suelo

Los diferentes usos del territorio que caracterizan la región mediterránea (agrícolas y ganaderos, campos abandonados y vegetación natural), durante la historia reciente, están principalmente debidos a factores físicos y técnicos, así como por razones socioeconómicas. Los usos particulares del suelo han estado relacionados a específicos comportamientos de la población, cambios espaciales de distribución y presión sobre los recursos naturales. La deficiente gestión, estimulada por la dinámica demográfica, resultó en un aumento de la población y actividad agrícola en las áreas marginales, insostenibles para la agricultura, pero necesarias para la alimentación de dicha creciente población. El impacto humano sobre el paisaje fue cada vez más perjudicial a través de la expansión de la agricultura extensiva, el sobrepastoreo, los incendios etc., afectando negativamente a las propiedades del suelo y favoreciendo los procesos de erosión. La extensión de las áreas cultivadas, a expensas de los bosques, implicó una elevada alteración ecológica por la deforestación y la desintegración del equilibrio original entre cultivos, pastoreo y vegetación natural (Kosmas et al., 2002). En estas áreas la reducida cubierta vegetal del suelo significa: una menor protección contra el impacto de las intensas lluvias (Faulkner, 1990; en Thornes, 1990), una reducción de las tasas de infiltración debido a la compactación ocasionada por la maquinaria pesada o el paso del ganado (Fullen, 1985; en Kosmas et al., 2002), una elevada variabilidad de la conductividad hidráulica del suelo a causa del laboreo (Coutadeur et al., 2002), y la formación de costras superficiales. Sin esta cubierta

vegetal, toda la energía de la lluvia y la escorrentía superficial es dirigida a la erosión del suelo y la removilización del material fino (Kosmas et al., 2002), lo que retroalimenta la degradación del sistema.

En base a los usos expuestos, la vegetación que conforma los sistemas eco-geomorfológicos mediterráneos en la actualidad, queda definida por arbustos y árboles siempreverdes y esclerófilos que se han ido adaptado al régimen climático particular de veranos cálidos y secos e inviernos frescos y húmedos. Debido a la fuerte presión que el ser humano ha ejercido desde épocas históricas, la distribución geográfica de la vegetación mediterránea no es homogénea, sino que se encuentra formando un cinturón irregular y discontinuo alrededor del mar Mediterráneo y sus islas. Actualmente, la mayoría de la superficie forestal está cubierta por matorral, vegetación herbácea o afloramientos rocosos, aunque la presencia diseminada de bosques mixtos siempreverdes hacen ver que esta fue la vegetación dominante en el pasado (Archibold, 1995).

1.1.4. El suelo

El suelo, es un factor activo en los procesos eco-geomorfológicos en cualquier tipo de ambiente. Esto es debido a su función como reservorio o almacén del agua infiltrada, lo que a su vez tiene una influencia directa sobre la vegetación (Hueso-González et al., 2014). Específicamente, la constitución de los suelos determina el que las raíces puedan alcanzar el agua almacenada en las capas más profundas o tengan que confiar su desarrollo a la captación del agua de las capas superficiales del suelo. De este modo, el suelo influye en la *infiltración*, en la *capacidad de retención de agua* (Cantón et al., 2004) y en los *procesos de generación de escorrentía* a través de tres vías fundamentales: primera, por medio de las características superficiales, y dependientes de éstas, segunda, las propiedades físicas, químicas y biológicas que lo definen, y tercera, las propiedades hídricas (Cerdà, 1998c).

1.1.4.1. Las características superficiales de los suelos

La superficie del suelo, además de por la presencia de pedregosidad, puede caracterizarse por otros dos elementos: rugosidad superficial y encostramientos. Las interacciones entre ambas propiedades superficiales influyen en la cantidad y el patrón espacial de la escorrentía superficial (Kirkby, 2001), de tal manera que a veces las características superficiales del suelo pueden ser un factor controlador y limitante sobre la infiltración del agua en el suelo más que la propia pendiente del terreno (Janeau et al., 2003).

En la mayoría de los suelos, la rugosidad superficial es suficiente para producir encharcamientos discontinuos y para reducir la acción por salpicadura, pero también para favorecer el transporte de partículas en flujos erosivos superficiales durante la precipitación (Bryan, 2000). Los suelos con elevada rugosidad superficial presentan una alta capacidad de infiltración (Moore y Singer, 1990) y una alta retención superficial del agua (Onstad, 1984), cuyo movimiento se ve reducido por la elevada resistencia hidráulica ofrecida por dicha rugosidad (Einstein y Barbarrosa, 1951, en Gómez y Nearing, 2005). Además, la superficie del suelo puede estar caracterizada por la presencia de encostramientos cuyos orígenes pueden ser diversos. La causa más generalizada es la disgregación mecánica de los agregados por el golpeo de las gotas de lluvia (Legout et al., 2005), que originan un aumento de la densidad y la pérdida de porosidad del conjunto del horizonte superficial, por colapso generalizado del sistema poroso. Tanto el desarrollo de una costra en la superficie del suelo por acción de la lluvia como la densificación, limitan con frecuencia la infiltración del agua en el suelo (Taboada y Paz, 1999), reduciendo su conductividad hidráulica y contribuyendo directamente a la generación de escorrentía superficial en áreas de suelo desnudo principalmente (Ndiaye et al., 2005).

1.1.4.2. *Propiedades físicas, químicas y biológicas*

Las propiedades edáficas más relevantes a tener en cuenta en el análisis de los procesos eco-geomorfológicos son, según Lavee et al. (1998): textura, pedregosidad, materia orgánica y estructura, por medio de la estabilidad de los agregados. A estas propiedades unimos la profundidad, espesor de suelo, al determinar el espacio o volumen bruto para albergar agua.

La *textura* hace referencia a la composición granulométrica de la fracción mineral del suelo, en base al contenido relativo de arenas, limos y arcillas. Esta composición granulométrica del suelo determina otras propiedades edáficas: capacidad de retención hídrica y conductividad hidráulica (Hillel, 1984), cantidad de agua disponible para las plantas, infiltración y circulación del agua, laboreo, encostramientos, erosión hídrica o almacenamiento de nutrientes (Porta et al., 1999). El comportamiento de un suelo, será la respuesta de la acción combinada de las diferentes fracciones texturales que interaccionan entre ellas y la materia orgánica. De este modo, suelos de texturas arenosas tienen una permeabilidad alta pero una capacidad de retención de agua muy baja, así como una escasa compacidad y poca capacidad de almacenamiento de nutrientes. Los suelos limosos presentan una fertilidad física deficiente, un alto riesgo de sellado y encostramiento superficial, baja infiltración, inestabilidad estructural, erosividad alta, permeabilidad baja y un almacenamiento de nutrientes bajo. Mientras, los suelos arcillosos se caracterizan por una fertilidad química y una capacidad de intercambio catiónico alta (según su mineralogía),

elevada capacidad de retención de agua y microporosidad, baja permeabilidad y dificultad para la penetración de las raíces (Porta et al., 1999).

Consideramos como *pedregosidad* a los elementos gruesos, procedentes de fragmentos de roca o minerales, de diámetro aparente superior a 2 mm (Porta et al., 1999). La *pedregosidad del perfil* preserva la estructura en suelos y favorece el crecimiento de las plantas (Van Wesemael et al., 1996, 2002), beneficia el movimiento de flujos gravitacionales y perjudica la retención de agua (Ingelmo et al., 1994). La *pedregosidad superficial* favorece los procesos de infiltración en los bordes de los fragmentos de roca, por tanto la infiltración se ve favorecida aumentando el agua disponible para la vegetación (Poesen y Lavee, 1994; Cerdà, 2001). Además, aumenta la rugosidad hidráulica frenando los flujos superficiales y reduce el transporte de sedimentos (Poesen e Ingelmo, 1992). Sin embargo, la *pedregosidad embebida* en la superficie del suelo, actúa como una costra continua, lo que favorece la generación de escorrentía superficial (Valentin, 1994) al reducir la permeabilidad del suelo (Beven, 2002).

La *materia orgánica* constituye la fracción orgánica del suelo y es un agente activo en el funcionamiento del suelo, con capacidad de ejercer un efecto directo en la productividad y estabilidad a largo plazo de los sistemas eco-geomorfológicos (Porta et al., 1999). El aumento en el contenido de materia orgánica favorece los procesos de agregación del suelo y la estabilidad de los mismos (Ellises et al., 2005). Por ello, la materia orgánica interviene en la formación del suelo, condiciona el crecimiento de las plantas y microorganismos, al influir en el movimiento y almacenamiento del agua en el suelo (Koorevaar et al., 1983, en Martínez-Fernández, 1996). Además, genera un aumento de la capacidad de retención de agua en el suelo (Fitzpatrick, 1986). La materia orgánica también influye en la capacidad de intercambio catiónico del suelo y constituye una fuente de nutrientes (Porta et al., 1999). Por todo ello, contenido en materia orgánica controla directamente la capacidad de regeneración de un sistema tras un período de actividad humana que causó su degradación (Martínez-Fernández et al., 1996).

La *estructura* del suelo se define como la organización, tamaño, forma y disposición de las partículas (*agregación*) y espacios porosos (*porosidad*) (Boix-Fayos, 1999). La *estabilidad de los agregados*, en condiciones mediterráneas, depende en gran medida de las condiciones de humedad y temperatura del suelo (Lavee et al., 1996) y puede variar estacionalmente bajo diferentes condiciones climáticas y de vegetación (Boix et al., 1995; Cerdà, 1998b; Boix-Fayos, 1999). La calidad de los agregados es un factor que aumenta la infiltración y reduce la erodibilidad de un suelo (Duiker et al., 2001). La destrucción de los mismos, ya sea por oxidación o por el impacto de las gotas de lluvia, facilita la formación de encostramientos superficiales, incrementa la

escorrentía superficial y, por tanto, de la erosión. Por consiguiente, la estabilidad de los agregados debe ser utilizada como indicador de la susceptibilidad de un suelo a la escorrentía y la erosión (Cammeraat e Imeson, 1998; Barthès y Roose, 2002).

Relacionada con la estructura, debemos tener en cuenta la *porosidad*, es decir, el espacio poroso de un suelo constituido por el intrincado sistema de espacios vacíos, volumen de huecos, que dejan entre sí las partículas de los agregados, por donde fluye el aire y el agua. Los poros presentes en un suelo, deben también su existencia a alteraciones producidas por raíces, fauna, empaquetado de las partículas, contracción de arcillas y tareas de laboreo (Marshall et al., 1996, en Boix-Fayos, 1999). En consecuencia, la capacidad de almacenamiento de agua de un suelo está directamente relacionada con la porosidad y estructura que presente, y más que de su porosidad total, con la distribución de tamaños de los poros según la disposición u organización textural (Boix-Fayos, 1999).

La *profundidad o espesor* del suelo determina la entrada y el desarrollo de las raíces y, por consiguiente, el tipo de vegetación que puede crecer sobre el suelo (Porta et al., 1999). Así, interviene en la capacidad de infiltración y el volumen de escorrentía (Solé-Benet et al., 1997) pues del desarrollo del suelo depende su propia capacidad de almacenamiento hídrico y sus posibilidades de saturación.

1.1.4.3. *Propiedades hídricas*

La *generación de escorrentía* está relacionada con dos procesos que ocurren en la superficie e interior del suelo: la *infiltración* y la *redistribución y transferencia del agua*. La infiltración del agua en el suelo está condicionada por la textura y estructura edáfica, el contenido de materia orgánica, la cubierta vegetal, el uso del suelo, la pedregosidad superficial, el impacto de las gotas de lluvia, el encostramiento superficial, los efectos de la presión del aire, el patrón de la intensidad de lluvia o el contenido inicial de humedad del suelo (Smarna et al., 1980, Tricker, 1981; El-Kadi, 1987; Beven, 2002). El agua almacenada en el sistema poroso del suelo puede ocupar poros de tamaños muy diferentes. En primer lugar, al agua almacenada en los micro-poros ($<0,5 \mu\text{m}$) se denomina *punto de marchitamiento permanente* y representa teóricamente un agua no útil para el consumo hídrico de la vegetación. En segundo lugar, el agua que ocupa los meso-poros ($0,5 < d < 50 \mu\text{m}$) recibe el nombre de *capacidad de campo* y es aprovechable por la vegetación. Por último, cuando todos los macro-poros ($>50 \mu\text{m}$) están ocupados por agua se dice que el suelo está en *estado de saturación*. Además, se distingue también el concepto de *agua higroscópica* que en ningún caso puede ser absorbida por las plantas. Cada suelo tiene unos puntos de marchitamiento, capacidad de campo y saturación característicos, dependientes de sus rasgos matriciales fundamentalmente y que dependen de la distribución granulométrica o textura. Esto es

porque la textura determina el estado energético del agua en la matriz del suelo (Martínez-Fernández et al., 1996).

El movimiento del agua en el suelo está controlado por su estado hídrico. La *conductividad hidráulica saturada* representa la capacidad máxima del suelo para hacer fluir el agua en su interior. Sin embargo, los suelos normalmente no presentan todo su sistema poroso lleno de agua, sino que se hallan en un régimen no saturado; entonces, la *conductividad hidráulica no saturada* refleja la aptitud de ese suelo para redistribuir la humedad internamente y con el medio que le rodea (Martínez Fernández et al., 1996).

1.2. Las relaciones suelo-agua-planta: procesos hidrológicos y erosivos

En este apartado describimos diferentes relaciones en el trinomio “suelo-agua-planta”, para ello se han definido una serie de balances de acuerdo con expuesto por Puigdefábregas et al. (2005):

La vegetación influye en el *balance de carbono* orgánico del suelo. Así comparado con el suelo desnudo, el suelo que se encuentra bajo la cubierta vegetal recibe mucha más cantidad de materia orgánica en forma de restos vegetales. Este aporte orgánico, ayuda a mantener una comunidad biológica más activa y compleja. Como ya se ha comentado, el aumento de la actividad biológica favorece la formación de agregados estables (Imeson y Vis, 1982; Imeson y Verstaten 1989) que a su vez, juegan un papel muy importante sobre la estructura, la hidrología, la erodibilidad y la fertilidad del suelo (Cammeraat and Imeson, 1998; Cerda, 1998c; Puigdefábregas et al., 1999; Barthes y Roose, 2002). La mejora en estas propiedades, incrementa la capacidad de almacenamiento de agua del suelo y su conductividad hidráulica saturada. Como consecuencia de los cambios estructurales, bajo la cubierta vegetal no se generan encostramientos en comparación con un suelo desnudo (Puigdefábregas et al., 1999). En ciertas condiciones el incremento del contenido de materia orgánica en la parte superficial del suelo puede desencadenar el fenómeno de la hidrofobia, por lo que cuando un suelo desarrolla esta propiedad, se hace resistente a la humectación y el agua puede permanecer en su superficie desde unos pocos segundos hasta semanas antes de infiltrarse (Jordán et al., 2010a).

Desde el punto de vista del *balance de nutrientes*, la concentración de los mismos y su disponibilidad para las plantas es mucho mayor en los suelos bajo vegetación. Además, el aumento de la actividad biológica en estos suelos contribuye a la captura de los nutrientes, inmediatamente después de ser liberados, en forma de compuestos orgánicos. Debido a esto se minimizan considerablemente las pérdidas de nutrientes en el sistema, pues pueden ser reutilizados localmente por el binomio suelo-planta. Todo ello aumenta la

interconexión entre sus ciclos. Además, la fijación de nitrógeno atmosférico, ya sea de forma directa por la vegetación o mediante mecanismos simbióticos, también contribuye a enriquecer el sistema (Schlesinger, 1996; Cross y Schlesinger, 1999).

Respecto al *balance de sedimentos*, los individuos vegetales están asociados a menudo con deposiciones de sedimentos, tanto en forma de montículos bajo la misma cubierta como en forma de pequeños abanicos arriba de los mismos. Los microabanicos están causados por la reducción de la pérdida de capacidad de transporte de la escorrentía superficial debido al incremento de la rugosidad causado por la vegetación (Abrahams et al., 1994; Puigdefabregas and Sánchez, 1996b; Cammeraat and Imeson, 1999; Valentin et al., 1999).

1.2.1. Infiltración y redistribución del agua en el suelo

Un vez que el agua de lluvia ha atravesado la superficie del suelo, tiene lugar un movimiento y una redistribución del agua en el perfil. Siguiendo lo expuesto por Boix-Fayos (1999), Bodman y Colman (1943) la zona húmeda del perfil del suelo es aquella donde tienen lugar el procesos de infiltración y comprende un número de subzonas: (i) la *zona saturada*, de escasa profundidad cercana a la superficie del suelo; (ii) inmediatamente bajo ésta, la *zona de transición* donde el contenido de agua decrece rápida y verticalmente desde la parte de arriba hacia la profundidad del perfil; (iii) debajo la *zona de transmisión* a través de la cual el agua de las dos zonas anteriores fluye; (iv) y por último, la *zona de humedecimiento* cuyo límite inferior está marcado por una frontera conocida como *frente de humectación* y marca la diferencia entre el suelo húmedo superior a ella y el suelo seco por debajo de ella. Si la entrada de agua prosigue, el frente de humectación continúa avanzando en profundidad. Una vez cesa la entrada de agua en el suelo, el movimiento del agua continúa, produciéndose una redistribución del agua en el perfil del suelo, que obedece a fuerzas de gravedad y fuerzas matriciales de succión. Durante esta redistribución, la zona de transmisión se convierte en una zona de drenaje desde donde el agua se mueve hacia zonas profundas más secas. Este proceso es importante pues controla la cantidad de agua retenida en la zona radicular, la porosidad disponible para el almacenamiento de agua en el siguiente evento y la recarga de acuíferos (Boix-Fayos, 1999).

En zonas áridas y semiáridas, la redistribución del agua en el perfil del suelo, puede mostrar una distribución no uniforme. Durante el evento lluvioso, generalmente los suelos muestran decrecimiento en los valores de humedad con el aumento de la profundidad del perfil. Este comportamiento no uniforme en la infiltración viene determinado por la existencia de macro-poros en la superficie del suelo. Entre la superficie del suelo y los horizontes más profundos, con similares contenidos de agua, existe una capa de suelo intermedia con muy baja humedad, que actuaría como capa de

transmisión entre las capas superiores y las inferiores (Calvo et al., 2003). Estos autores definen tres modelos conceptuales de la distribución del agua en el perfil del suelo:

1) *Procesos de redistribución de agua no uniformes*

La redistribución no uniforme tiene lugar especialmente en los suelos bajo vegetación y en suelos delgados que muestran una superficie sin compactación o encostramiento. En este modelo, el horizonte superficial y el inferior alcanzan los valores de humedad estables también al mismo tiempo. Entre estos dos horizontes, un primer horizonte intermedio (de transmisión rápida vía macro-poros) muestra mucha menos humedad durante el proceso de infiltración. Esta primera capa intermedia de suelo retiene muy poca cantidad de agua. La redistribución no uniforme sólo ocurre en los suelos encostrados y delgados, localizados en áreas muy áridas y en suelos desnudos.

2) *Redistribución uniforme del agua*

En este modelo, el contenido de humedad desciende desde la parte superior a los horizontes más bajos, indicando la ausencia de macro-poros que aceleren el flujo y avance del frente de humedad.

3) *Redistribución no uniforme del agua*

Este tipo de redistribución no es tan extremo como el primero. Este comportamiento de la infiltración sucede en los suelos más profundos localizados principalmente en la parte baja de la ladera. En este modelo, valores similares de humedad estable se alcanzan también en las partes altas e intermedias-bajas de los horizontes del suelo, pero mucho más tarde que en el primer modelo descrito, indicando la existencia de un flujo en macro-poros. Los horizontes del suelo entre estos dos son capaces de retener una importante cantidad de agua y alcanzar altos valores de humedad, aunque nunca tan elevados como los horizontes superficiales y profundos. Indica que el flujo en los macro-poros es menos rápido que en el primer modelo y ese horizonte intermedio, de mejor estructura, retiene altas cantidades de agua que demoran la generación de escorrentía.

1.2.2. Mecanismos de generación de escorrentía

Todos los cambios en la regulación del sistema ecogeomorfológico hasta ahora descritos, implican diferentes comportamiento en los mecanismos hidrológicos y erosivos. En los medios áridos y semiáridos, el principal mecanismo de generación de escorrentía superficial es el hortoniano, mientras que en medios

subhúmedos la escorrentía se genera principalmente por saturación del suelo. Horton (1933) estableció que en medios semiáridos la escorrentía superficial es la consecuencia de una intensidad de precipitación superior a la capacidad de infiltración del suelo (infiltration excess surface runoff o infiltration excess overland flow). Parte de la lluvia que llega a la superficie del suelo fluye rápidamente de forma superficial y otra parte, se infiltra en el suelo volviendo a pasar a la atmósfera a través de la evapotranspiración o incorporándose a los acuíferos y volviendo en un plazo más largo de tiempo a incorporarse a los cauces (Ward y Robinson, 2000). Esta *escorrentía superficial hortoniana*, o escorrentía superficial por superación de la capacidad de infiltración, se restringe a zonas con una escasa cubierta vegetal donde los agregados están expuestos al impacto de las gotas de lluvia y se producen procesos de encostramiento superficial (Abrahams et al., 1994), de ahí que su presencia se restrinja a medios áridos y semiáridos, así como a campos de cultivo.

Al modelo anterior de Horton, se opone el modelo de contribución variable de Hewlett (1961). Este segundo modelo surgió intentando dar respuesta a las dudas creadas por el modelo de Horton, al no observarse escorrentía hortoniana durante tormentas de elevadísima intensidad con una rápida respuesta en los lechos de los ríos. En el modelo de Hewlett, el mecanismo preponderante es el de saturación o *escorrentía por saturación del suelo*. Si las condiciones superficiales del suelo son óptimas, el agua precipitada pasará al interior del suelo bajo la acción de la gravedad y las fuerzas matriciales de succión, siempre que el suelo no se encuentre en estado de saturación previo. Así, no ocurrirá flujo superficial cuando la intensidad de la lluvia sea más baja que la capacidad de infiltración del suelo; en este proceso primero se alcanzará el punto máximo de capacidad de almacenamiento de agua en el suelo y después, éste comenzará a drenar agua hacia las capas inferiores alimentando el acuífero e incrementando el flujo subsuperficial profundo de agua, que en un momento dado se incorporará al canal superficial (Ward y Robinson, 2000). Este modelo es típico de medios sub-húmedos, ya que requiere suelos bien estructurados y generalmente cubiertos de abundante vegetación que favorezcan la infiltración del agua de lluvia.

Existe un tercer modelo de generación de escorrentía, *modelo mixto*, que es típico de las áreas bajo un régimen mediterráneo seco. En estas áreas, la elevada variabilidad de los factores controladores de los procesos de generación de escorrentía, se traduce en un mosaico de áreas generadoras e infiltradoras (source/sink) (Yair y Klein, 1973; Yair y Lavee, 1974, 1976, 1985; Yair y Enzel, 1987; Cerdà y Boliches, 1995; Nicolau et al., 1996; Puigdefábregas y Sánchez, 1996b; Cerdà, 1997; Bergkamp, 1996; Cerdà, 1998b; Lavee et al., 1998; Wainwright et al., 2002; Calvo et al., 2003; Bracken y Kirkby, 2005). Según Calvo et al. (2003), en los medios

mediterráneos es la presencia de vegetación la que controla la respuesta hidrológica del suelo, es decir, las capacidades de infiltración más elevadas aparecen en las áreas de suelo vegetadas, mientras que en las zonas desnudas es donde preferentemente se genera la escorrentía. Las áreas sumideros vegetadas son zonas de reinfiltración de la escorrentía, provocando discontinuidades del flujo de agua superficial, lo que dificultará su llegada a los cauces (Yair y Lavee, 1974, 1976; Bergkamp et al., 1996; Cerdá, 1997). Las investigaciones han demostrado que en estos medios pueden coexistir mecanismos hortonianos y de saturación del suelo en diferentes lugares de una misma cuenca o ladera de forma coetánea (Gallart et al., 1994; Latron y Gallart, 1995; Boix-Fayos, 1999; Seeger et al., 2004). Cuando la lluvia se prolonga en el tiempo, lo que suele ocurrir durante el invierno, la escorrentía se genera principalmente por el mecanismo de saturación del suelo. Por otro lado, la sequía estival y la reducción de la cobertura vegetal provocan un incremento de las áreas generadoras de escorrentía y cuando las circunstancias permiten, la existencia de un flujo superficial que es debido a la superación de la capacidad máxima de infiltración del suelo, mostrando así la mencionada discontinuidad espacial y temporal (Calvo et al., 2003). El peso relativo que tienen los dos elementos del binomio infiltración-escorrentía, permite establecer un umbral entre el comportamiento que prevalece para la generación de escorrentía en los medios áridos con respecto al que predomina en medios y semiáridos (Cerdá y Sarah, 2000). Para laderas de medios mediterráneos ello se traduce en la existencia de dos modelos aplicables, el de escorrentía hortoniana discontinua y el de escorrentía mixta discontinua, tal como se muestra más abajo (fig. 1.2).

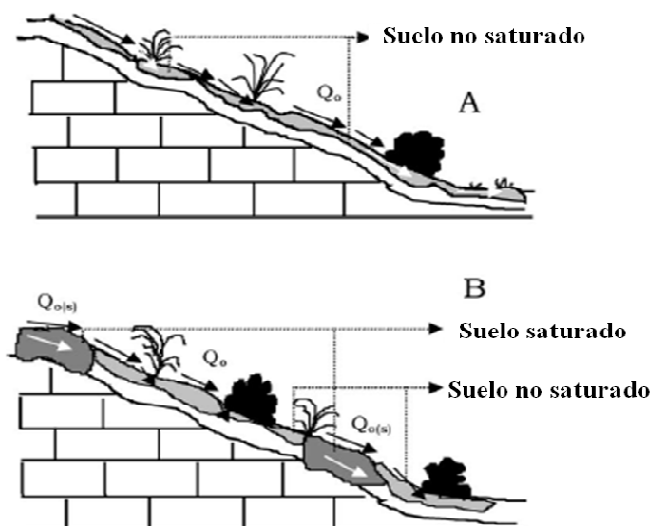


Figura. 1.2. Modelos de generación de escorrentía en laderas mediterráneas: A) Modelo de escorrentía hortoniana discontinua; B) modelo de escorrentía mixta discontinua. Q_0 , flujo superficial hortoniano discontinuo; $Q_0(s)$, flujo superficial de saturación. Fuente: Calvo et al., 2003.

1.2.3. Procesos de degradación del sistema eco-geomorfológico

Hasta este punto hemos ido desgranando los elementos y factores que controlan la hidrodinámica del sistema eco-geomorfológico. Las relaciones que se establecen entre ellos son muy variadas y complejas. Así lo recogen Lavee et al. (1998) en la figura 1.3. De este modo, según la dirección que tomen los procesos físicos de interacción entre los estos factores, el sistema eco-geomorfológico se verá inmerso en procesos de retroalimentación negativa, que lo dirigen hacia la desertificación, o en procesos de retroalimentación positiva, que pueden ocasionar una recuperación de las condiciones naturales, previas a una modificación drástica sufrida.

Los regímenes áridos y semiáridos se caracterizan por una precipitación anual menor de 350 mm y por un tiempo entre evento y evento relativamente prolongado. Estos dos factores, especialmente cuando van acompañados de un aumento de la temperatura, conllevan menos agua disponible para la vegetación y la actividad microbiana a corto plazo (Thornes, 1985). Además, al existir menos vegetación y menos presencia y actividad en el suelo, se reduce el contenido de materia orgánica y, por tanto, la disponibilidad de nutrientes (Lavee et al., 1998). A largo plazo, también disminuye el contenido de arcilla del suelo, que tiene un papel muy importante en los procesos de agregación. La consecuencia de esto es que el tamaño de los agregados y su estabilidad decrecen (Reid y Gross, 1981; Tisdall y Oades, 1982). En un suelo con peor estructura la capacidad para contener agua útil es menor, así como la permeabilidad, mientras que por el contrario aumenta la fracción de encortamientos superficiales (Farres, 1978). La conjunción de estos tres fenómenos da lugar a un descenso en la capacidad de infiltración del suelo (Dunne; 1978; Lavee et al., 1991). Por consiguiente, el agua presente en las zonas de las raíces es menor y los procesos de escorrentía superficial y erosión se ven favorecidos, teniendo como resultado final la pérdida de la capa más superficial del suelo (Bryan et al., 1984; Kirkby, 1987; Thornes, 1990). Esto nos lleva directamente al principio de la descripción del ciclo que hemos hecho, es decir a la vegetación, ya que se reduce el agua disponible para favorecer la presencia de esta en el sistema. Estamos entonces en un proceso de deterioro que se retroalimenta positivamente y que conduce, en última instancia, a la desertificación (Lavee et al., 1998).

De forma análoga al proceso anterior, en climas sub-húmedos donde las precipitaciones son mayores de 650 mm anuales y las lluvias se distribuyen de forma más homogénea que en medios más áridos, se da un mayor crecimiento y desarrollo de la vegetación así como una mayor actividad microbiológica (Gabarrón-Galeote, 2011). A corto plazo, se incrementa el contenido de materia orgánica y, a largo plazo, el

contenido de arcillas, la estabilidad estructural, la capacidad de retener agua, la permeabilidad y la infiltración, mientras que se reduce la escorrentía superficial y la erosión (Boix-Fallos, 1999). Estamos, en resumen, ante otro proceso de retroalimentación pero en sentido opuesto al anterior, es decir hacia la recuperación del sistema eco-geomorfológico (Laveé et al., 1998). En estas zonas el sistema está controlado por factores tales como la cobertura vegetal, el contenido de materia orgánica, el banco de semillas y la actividad microbiana (Gabarrón-Galeote, 2011).

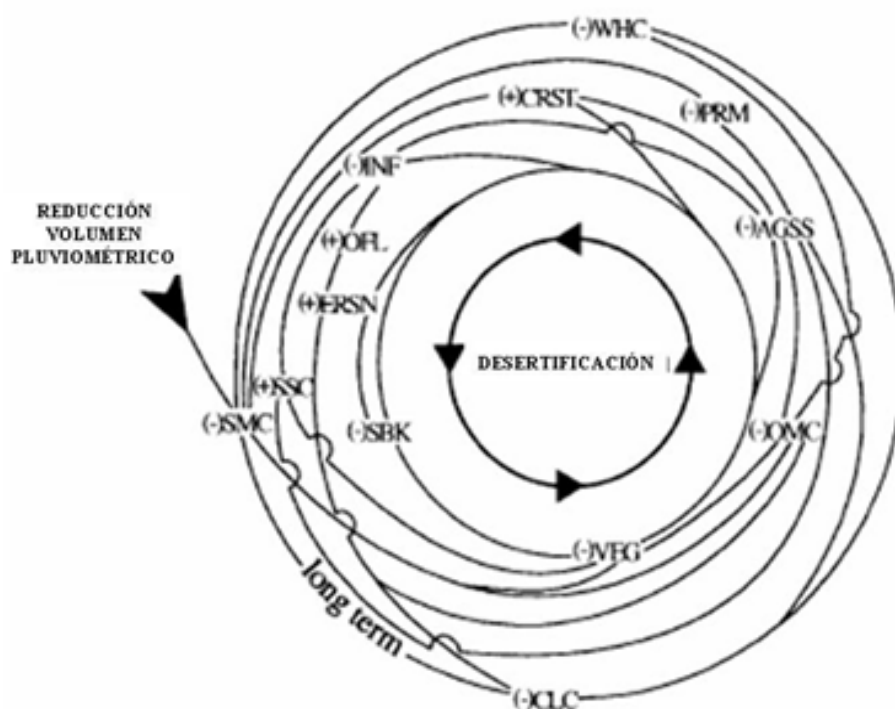


Figura. 1.3. Relaciones y dependencias entre los elementos del sistema eco-geomorfológico en respuesta a un cambio climático. Las líneas conectan las variables y los procesos con relaciones directas. (AGSS: tamaño y estabilidad de los agregafos; CLC: contenido en arcillas; CRST: encostramiento; ERSN: erosión; INF: infiltración; OFL: escorrentía superficial; OMC: contenido de materia orgánica; PRM: permeabilidad del suelo; SBK: sedimentación; SMC: contenido en humedad del suelo; SSC: contenido en sales solubles; VEG: vegetación; WHC: capacidad de retención hídrica del suelo). Fuente: Lavee *et al.*, 1998.

2. MANEJO DEL MONTE MEDITERRÁNEO PARA LA RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL

2.1. La degradación de los suelos forestales y su problemática

En 1979, la FAO definió la degradación del suelo como aquel proceso que disminuye su capacidad real y/o potencial para producir bienes o prestar servicios. En las últimas décadas, casi el 11% del suelo fértil de la Tierra ha sido tan erosionado, tan alterado químicamente o tan compactado físicamente, que su función biótica original (su capacidad para procesar nutrientes de forma que puedan ser utilizados por organismos vivos) ha resultado dañada. Específicamente, cerca del 3% de la superficie total ha sido degradada hasta el punto de no poder seguir cumpliendo la función biótica (World Resources, 1996). En relación a Europa, es francamente alarmante la cuarta parte del territorio presente degradación, y que esta sea achacable a la acción del hombre. Así, tres cuartas partes de la superficie afectada por la degradación antropogénica presentan un nivel moderado, fuerte o extremo (Mataix-Solera, 1999). En las áreas mediterráneas la principal causa de degradación del suelo es la erosión hídrica (Martinez-Murillo, 2005). En la actualidad, esta erosión hídrica se está viendo favorecida principalmente por la intensificación de los incendios forestales, la agricultura intensiva y los cambios continuos de uso del territorio (Panti y Mandaris, 1992; United Nations Statistical Commission, 1992).

En los últimos 30 años, la superficie forestal europea ha aumentado un 10%. En España, casi el 60% del de la superficie es considerada suelo agrícola, mientras que un 32% está clasificada como bosque/superficie forestal. Así, las mayores superficies forestales corresponden a las comunidades de Andalucía (16%) y Castilla y León (15%). Sin embargo, aunque la superficie forestal española es de 16,1 millones de hectáreas, la superficie explotada se reduce prácticamente a la mitad: 8,4 millones de hectáreas (Mataix-Solera, 1999).

Cuando un suelo forestal está en equilibrio con sus factores de formación tiende a adquirir unas condiciones ideales para una buena producción de biomasa. Si este equilibrio se rompe, generalmente por acciones antrópicas directas o indirectas derivadas de la explotación de los mismos, se originan alteraciones en el ecosistema que conllevan a que el sistema suelo no sea lo suficientemente resistente para soportar la perturbación. Así, la evolución natural del suelo se detiene y adquieren preponderancia una serie de procesos que conducen a la degradación de la calidad del suelo. Por tanto, se entiende por *procesos de degradación de un suelo forestal* al conjunto de reacciones de tipo físico, químico o biológico y sus interacciones que afectan a la capacidad de autorregulación de los suelos y a su productividad.

Como se señaló anteriormente, el factor inicial de los procesos de degradación es, en la mayor parte de los casos, una actuación humana inadecuada, pero hay también ciertas situaciones naturales que propician el desarrollo de determinados procesos degradativos. En conjunto podríamos esquematizarlos el siguiente modo (Fig. 1.4):

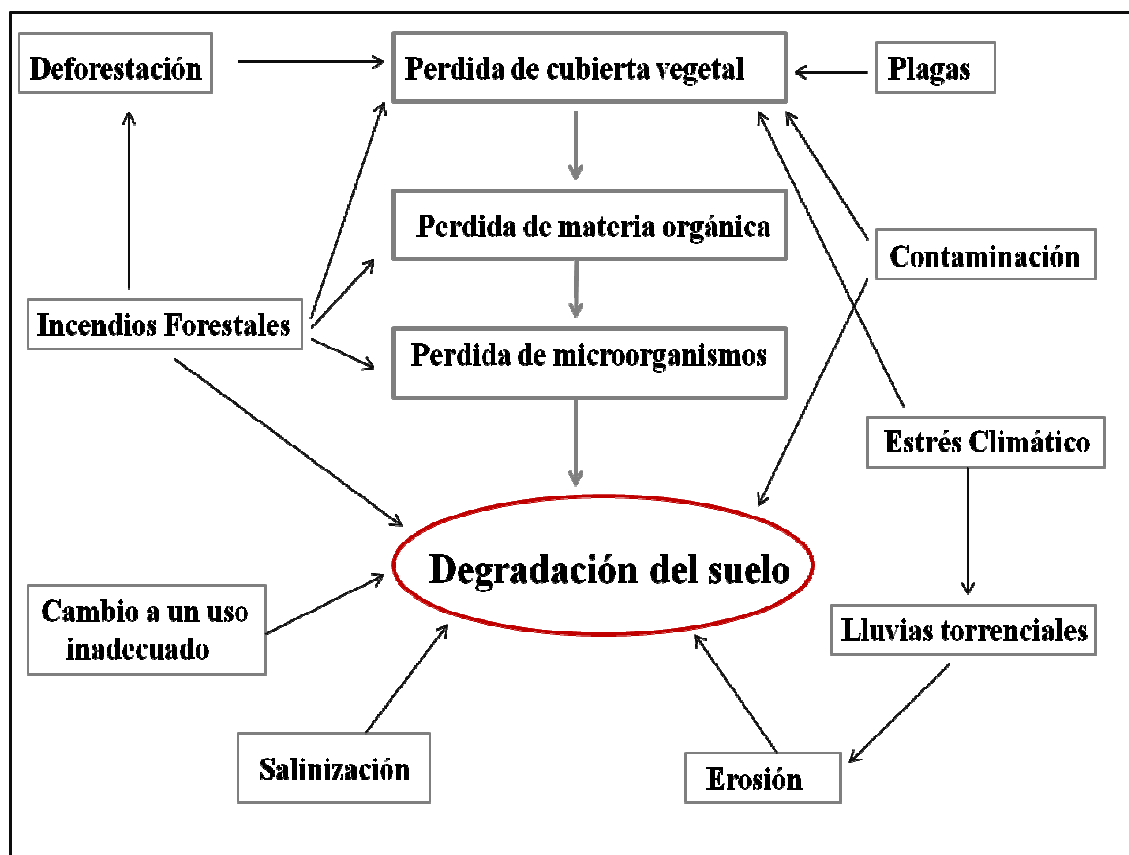


Figura. 1.4. Principales procesos y factores que contribuyen a la degradación de los sistemas forestales mediterráneos. Fuente: modificado de Mataix-Solera (1999).

La pérdida de la cubierta vegetal es por tanto una de las causas más importantes en los procesos de desertificación de los ambientes forestales mediterráneos (Andreu et al., 1998). El descenso de la cobertura vegetal va a asociado al descenso en la materia orgánica y fauna del suelo; aumento del porcentaje de suelo desnudo expuesto y la evapotranspiración; cambios en la fertilidad y estructura del suelo inducidos por cambios en la disponibilidad de nutrientes y en la microagregación; cambios en los procesos de sellado y encostramientos, cambios en la conductividad hidráulica del suelo y la capacidad de retención hídrica (Lavee et al., 1998). La consecuencia sobre los ambientes forestales: descenso para la producción de umbrales para la producción de escorrentía, incremento de la erosión en láminas y regueros; coladas de barro producidas por las elevadas concentraciones en el agua de escorrentía, acumulación de los sedimentos en los piedemontes y en las cuencas de drenaje con un orden superior, alteración de las características de los cauces, incremento del transporte de sedimentos en ríos provenientes de la erosión aguas arriba del mismo. La cobertura vegetal experimentara entonces un retroceso, alteración grave en la sucesión y organización de las comunidades, hasta que se alcance un nivel de equilibrio en el que la capacidad del suelo no dependa más de la materia orgánica (Lavee et al., 1998). La velocidad y

posibilidad de recolonización del medio se verá mermada, pues dependería únicamente de las condiciones físicas del mismo (Mansanet, 1982; 1987). Aparecerá entonces una vegetación rala y normalmente asentada sobre un suelo con bajos contenidos en materia orgánica, donde el control de la retención de agua en el mismo es únicamente estructural y textural (Mataix-Solera, 1999).

2.2. La restauración de la cubierta vegetal en medios mediterráneos

Como ya hemos mencionando, los factores climáticos, unidos a las características litológicas, geomorfológicas y la acción humana, han favorecido que en la actualidad, buena parte de la superficie mediterránea este afectada por los procesos de degradación del suelo y la cubierta vegetal, así como por la desertificación (Pérez Trejo, 1994; Brandt y Thornes, 1996; Puigdefabregas y Mendizabal, 1998b). El proceso degradativo, especialmente en ambientes forestales, puede no ser reversible espontáneamente, ya que cuando determinados umbrales son sobrepasados, incluso si los factores de la degradación son reducidos, solo puede revertirse mediante la acción humana en forma de actividades de restauración (Aronson et al., 1993; Whisenant, 1999).

Tal como hemos descrito, la vegetación juega un papel fundamental en la conservación del suelo (Thornes, 1990; Castillo et al., 1997; Cerdà, 2001), por lo que es habitual que se considere la recuperación de la cubierta vegetal como una de las técnicas disponibles para mitigar, y aún revertir, los efectos de la desertificación de los ambientes forestales mediterráneos (Nykqvist, 1983; Vallejo et al., 2000; Le Honeuérrou 2000). Es por ello que la revegetación en las áreas mediterráneas haya sido considerada por las distintas administraciones, con responsabilidad en gestión ambiental, como una de las prioridades en los programas de lucha contra este complejo fenómeno (Gomez, 1999; Rojo, 2000; Ministerio de Medio Ambiente, 2002a; 2000b). Así se especifica en la vigente Ley de Montes, y a los efectos de la misma, se definen los siguientes términos para la restauración de cubierta en diferentes ambientes: *repoblación* como introducción de especies forestales en un terreno mediante siembra o plantación, puede ser forestación o reforestación; *forestación* como repoblación, mediante siembra o plantación, de un terreno que era agrícola o estaba dedicado a otros usos no forestales; *reforestación* como reintroducción de especies forestales, mediante siembra o plantación, en terrenos que estuvieron poblados forestalmente hasta épocas recientes, pero que quedaron rasos a causa de talas, incendios, vendavales, plagas o enfermedades. Así, la reforestación, especialmente de los montes en zonas áridas y semiáridas, debe ser entendida por quienes las diseñan como una estrategia para mitigar la degradación de los sistemas eco-geomorfológicos forestales al anticipar su evolución hacia un ecosistema bosque, óptimo grado que puede alcanzar la vegetación para el control de los procesos de desertificación (Díaz-Romero et al., 2009).

El éxito de una reforestación viene determinado, en primera instancia, por las condiciones de estación y por la capacidad de la planta de vivero de expresar su potencial de crecimiento en unas condiciones ambientales particulares (Grossnickle, 2000). South (2000) indica que los factores que influyen en el establecimiento de una planta en el monte son, en orden de importancia: las condiciones ambientales del lugar de establecimiento (adecuación de la especie, preparación del terreno y cuidados culturales); el manejo de la planta (planta de reproducción y calidad de la planta), a los que habría que añadir los factores genéticos. Así, será necesario realizar una correcta selección de las especies que van a ser introducidas, para lo cual resulta decisivo conocer las disponibilidades hídricas que tendrán las nuevas plántulas. Esta la disponibilidad hídrica dependerá en primer lugar de las precipitaciones, su cantidad, intensidad y distribución, pero también de factores fisiográficos tales como la orientación, la pendiente o el grado de insolación, que van a determinar donde se acumula el agua de escorrentía y donde se exporta, y si existe una mayor o menor evaporación, lo cual puede ayudar en gran medida a distribuir adecuadamente las especies y a elegir la preparación del suelo más conveniente en cada caso (Díaz-Romero et al., 2009). Cada uno de estos factores conlleva multitud de otros implicados e interrelacionados, por lo que el estudio del establecimiento del brinzal en el monte, árbol silvestre de muy poca edad, debe hacerse en un contexto que considere las posibles interacciones entre ellos.

El proceso de arraigo de un brinzal propuesto por Burdett (1990) y Margolis y Brand (1990) es uno de los más aceptados y referidos en la literatura, e indica que una vez plantado, el brinzal debe recuperarse del posible estrés sufrido durante su manejo y establecer un contacto entre sus raíces y el suelo que le permita retomar las funciones vitales de absorción de agua y nutrientes en el nuevo ambiente (Haase y Rose, 1993). El estudio de la respuesta de la planta, y su posterior desarrollo, debe hacerse en un contexto que considere las posibles interacciones entre todos los factores implicados (Navarro y Palacios, 2004). Lo anterior llevó a Burdett (1990) a considerar que los factores que afectan al estado hídrico de la planta, en el momento del establecimiento, tienen una influencia decisiva en la supervivencia inicial. Se asume que el final de un estrés de trasplante tiene lugar cuando los atributos fisiológicos retornan a un nivel “normal”. El estrés de plantación puede definirse a través del estrés hídrico que limita los procesos fisiológicos principales, aunque puede no causar la muerte de forma inmediata (Grossnickle, 2000), de forma que la planta se ha mostrado capaz de ajustar su morfología y fisiología, lo que supone un importante paso en su establecimiento en campo. Sin embargo, en ambientes con una acusada sequía estival, como el mediterráneo, esta fase y no la inmediatamente posterior al trasplante, es la que normalmente provoca una mayor mortalidad (Maestre et al., 2002a,b,c; 2003). Las características e importancia de esta fase, probablemente dependen de la estrategia de

cada especie y de las condiciones ambientales; por ejemplo, del tipo de sistema radical, de la profundidad del suelo o de la distribución de los recursos limitantes. Pero actualmente disponemos de poca información sobre cuál es la estrategia de muchas especies mediterráneas en esta fase, hasta qué punto dependen de la misma para su establecimiento, y cómo podemos potenciarla, de manera eficiente, mediante técnicas de vivero o de campo.

La elaboración del proyecto de repoblación supone una serie de decisiones estratégicas que configuran dicho proyecto de obra, una vez que se haya realizado un detallado estudio del medio físico, en particular un adecuado estudio edafológico, y una determinación clara de los objetivos que se pretenden cumplir con el proyecto (Fig. 1.5).

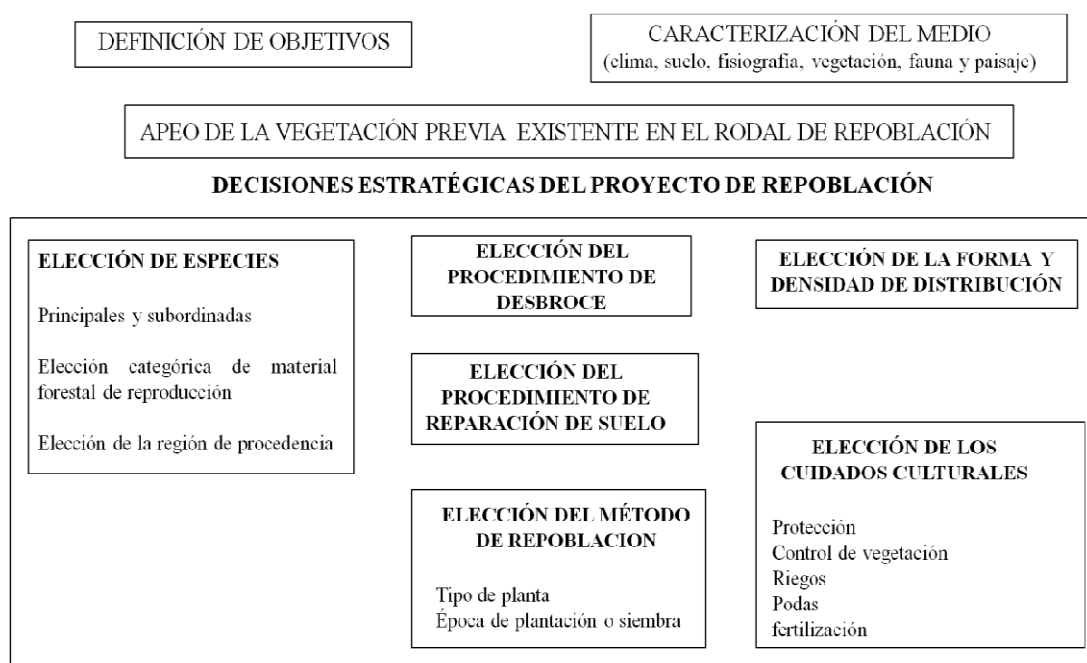


Figura. 1.5. Esquema para la toma de decisiones estratégicas en la elaboración del proyecto de repoblación. Fuente: Modificado de Serrada Hierro et al. (2005).

Los objetivos preferentes para las repoblaciones forestales en España pueden, y deben, ser tan variados como las funciones que las masas forestales actuales prestan (Serrada Hierro et al., 2005). Sin embargo, los más trascendentes por extensión territorial y por importancia social y económica en España son: la protección hidrológica, que a la larga es una función de producción directa de una de las materias primas más importantes para la sociedad, el agua en cantidad y calidad adecuada; y la producción de madera, de la que somos deficitarios en un tercio del consumo.

La preparación del suelo siempre es necesaria en la repoblación forestal, aunque su justificación resultara ser, únicamente, acoger la semilla o la planta. Sin embargo, existe una justificación casi constante en las repoblaciones españolas que es la posibilidad y necesidad de mejorar alguna propiedad edáfica de tipo físico, química, biológica o hidrológica que mejore la calidad del sistema y posibilite el arraigo de las nuevas plantas y su desarrollo posterior. En este sentido, en ámbitos semiáridos, aumentar la disponibilidad hídrica para la planta, es uno de los principales objetivos de la preparación, circunstancia por la cual las preparaciones deben ser intensas en estos ambientes, respondiendo al famoso principio de Demontzeny (Jordana 1896): “cuanto más seco sea el clima y más expuesto esté el terreno a desecarse por su propia naturaleza o por su exposición, tanto más profunda debe ser la labor; único medio de combatir eficazmente los efectos de la sequía”. Si el sistema eco-geomorfológico, independientemente del objetivo preferente, tiene que ser repoblado pues se comprueba que la dinámica natural no permite que se instalen los árboles, así hay que pensar que la causa de este impedimento se encuentre, en la mayor parte de los casos, en el suelo. Por tanto, los pasos incluyen un estudio edáfico completo del sistema eco-geomorfológico; la identificación de disfunciones y las posibilidades de mejora; la propuesta de objetivos para la preparación del suelo; y la decisión sobre el procedimiento adecuado. Este procedimiento queda definido en función de sus cuatro atributos: la extensión superficial; la acción sobre el perfil, con o sin inversión de horizontes; el modo de ejecución; y la profundidad (Serrada, 2000). En cada atributo hay que razonar, y acertar, de acuerdo con las condiciones particulares del medio. La preparación del suelo diseñada cumplirá, en la medida de lo posible, los objetivos de mejora de la profundidad efectiva del suelo, la mejora de la permeabilidad y la anulación de escorrentías, y no resultará inconveniente respecto de ninguna de sus propiedades. La preparación del suelo influye en la supervivencia de las plantas instaladas, en particular en climas mediterráneos (Querejeta et al., 2001, Castillo et al., 2001).

En España la falta de planificación en las prácticas forestales ha provocado que el éxito de las actuaciones de repoblación llevadas a cabo en ambientes áridos y semiáridos haya sido muy reducido (Odera, 1996). Este hecho, unido a los elevados costes asociados a su seguimiento y mantenimiento (Serrada 1997; López Cardenas, 1998), resaltan la necesidad actual de incorporar avances científicos sobre, composición, estructura y funcionamiento de los sistemas eco-geomorfológicos a las actividades de repoblación (Zamorra, 2002; Jordano et al., 2002). En consecuencia, conocer en cada punto del territorio las disponibilidades hídricas, es un elemento esencial para garantizar la supervivencia y desarrollo futuro de la vegetación introducida, y para contribuir al desarrollo de ecosistemas diversos y más evolucionados (Díaz-Romero et al., 2009).

La realidad práctica es que en proceso de reforestación de los ambientes forestales mediterráneos, a partir de la interrupción en el manejo, la vegetación introducida se enfrenta a un ambiente muy distinto al de su establecimiento (Rey Benayas et al., 1998; 2004). Así, dos son los factores que limitan el establecimiento y el crecimiento de los plántones en estos ambientes: la radiación excesiva y la escasa disponibilidad de agua durante la sequía estival (Valladares y Pugnaire, 1999). Esto conlleva que a pesar de la relevancia y los medios invertidos, a que a las repoblaciones en este tipo de ambientes se les asocie un porcentaje de marras elevado (García-Salmerón, 1995; Zamorra et al., 2001; Castro et al., 2002). Para combatir este problema, desde diferentes ámbitos, se están ensayado técnicas con objeto de incrementar la supervivencia de los plántones, tales como el riego en verano, sombra artificial, apertura de hoyos de gran volumen con maquinaria pesada, uso de protecciones individuales, etc. (García-Salmeron, 1995, Maestre, 2002a). En esta línea existen numerosos estudios que demuestran que el éxito de la reforestación es mayor cuando estas actuaciones se llevan a cabo, especialmente para los primeros meses de establecimiento (García-Salmerón, 1995; Arendt, 1997; Pemán y Navarro, 1998; Estiarte y Peñuelas, 1999; Rey-Benayas, 1998; 2004). Sin embargo, la mayoría de las actuaciones se centran en la protección del plánton y no conllevan actuación sobre el suelo, por lo que desde un punto de vista sistémico, a corto plazo no resultaran efectivas para la restauración del sistema eco-geomorfológico. Además, la utilización de cualquiera de estas técnicas encarece considerablemente el coste de la repoblación, y en numerosas ocasiones son impracticables por la orografía del terreno. Muchas de ellas tienen, además, un acusado impacto en el sistema, lo que limita su empleo en aquellas áreas donde la conservación es prioritaria.

La búsqueda de alternativas de reforestación que garanticen la supervivencia de los plántones con bajo costo y con bajo impacto ambiental es por tanto necesaria para una adecuada gestión de los medios forestales mediterráneos (Zamorra et al., 1999; 2001).

3. EL USO DE ENMIENDAS PARA LA RECUPERACIÓN DE LOS SUELOS

La aplicación de residuos orgánicos al suelo ha constituido históricamente una práctica agrícola habitual. Ancestralmente la fertilización de los campos de cultivo se realizaba aportando los residuos derivados de la actividad ganadera en forma de estiércol (Guerrero et al., 2007). Sin embargo en la segunda mitad del siglo XX, con la revolución verde, esta práctica se abandona y aparecen nuevos escenarios de producción masiva que se ayudaban de maquinaria agrícola, fertilizantes y plaguicidas para conseguir monocultivos de alto rendimiento (Larney y Angers, 2012).

Con el paso del tiempo, el masivo uso de agroquímicos generó un descenso en el contenido de carbono orgánico de los suelos de cultivo a escala mundial que se ha asociado con la pérdida de calidad en los mismos (Akala y Lal., 2000). Ante este nuevo paradigma, comienzan a surgir una serie de movimientos que demandaban la recuperación de las prácticas de fertilización orgánica basadas en el uso de abonos de origen animal. Este nuevo marco de actuación, es ahora diferente al de antaño pues se había producido una sectorización de las zonas agrícolas frente a las ganaderas. Así, ya no existía la facilidad del pasado de “tener a mano” la materia orgánica subproducto de la actividad ganadera. Esto ha dado lugar a un proceso de búsqueda para encontrar nuevas alternativas que mejoren el rendimiento de los suelos a corto-medio plazo, como nuevos métodos destacan, el uso de lodos de las depuradoras de aguas residuales urbanas, los compost de las basuras urbanas o los mulch de residuos orgánicos (Larney y Pan, 2006).

3.1. Tipos de enmienda

Lo primero, y quizás más importante, es que todas las enmiendas no son iguales y el uso de un tipo u otro vendrá condicionado por el objetivo de dicha enmienda y por la estrategia de restauración a conseguir. Dentro del término “enmiendas”, quedan englobadas diferentes técnicas que van desde los *mulch* a los *residuos orgánicos*, pasando por los *bio-fertilizantes*. A su vez, dentro de cada una de ellas existe un amplio abanico de posibilidades, aunque quizás donde mayor diversidad de opciones exista sea con los residuos orgánicos (Guerrero, 2003).

La única característica común a todas las enmiendas, es que deben presentar una alta concentración en materia orgánica. Sin embargo, cabe decir que dependiendo de la procedencia de la enmienda, la proporción y composición de la materia orgánica será diferente, y con ello, los efectos de su descomposición en el suelo (Guerrero et al., 2007). Aunque existen infinidad de enmiendas, la realidad es que solo unas pocas presentan un uso práctico extendido. Entre las más comunes aparecen las que describimos a continuación (Albiach et al., 2001; Bulluck et al, 2002; Heras et al., 2005):

1. Los “*mulch*” quedan definidos como una capa orgánica o inorgánica, de composición diversa, aplicada de forma superficial y que permite aislar físicamente al suelo de la atmosfera. Los materiales que abarcan los mulch pueden ser de muy diversa naturaleza, abarcando materiales de composición orgánica, inorgánica o sintética. Entre los más empleados destacan los acolchados de restos orgánicos generados como subproducto de la actividad agrícola por su bajo costo económico. El objetivo de cualquier mulch es el modificar alguna característica superficial del suelo, así resultan métodos muy

efectivos para aumentar la rugosidad superficial o reducir los flujos superficial de agua. De esta manera, los mulch condicionan el régimen de humedad de un suelo, temperatura o características físico-químicas y biológicas.

2. Las *técnicas de biofertilización* pueden ser definidas como la adición extra al suelo de microorganismos o las enzimas de estos. Su uso está muy extendido ya que consiguen aumentar el rendimiento de cultivos y favorecer el desarrollo de la cubierta vegetal. Entre los microorganismos ensayados se encuentran algunas bacterias, algas u hongos. Actualmente, los biofertilizantes más usados en agricultura, son aquellos que incorporan al suelo ciertas cantidades de microorganismos capaces de aumentar la fijación de nitrógeno, ya sea tanto de forma simbiote como de vida libre. En esta línea, la inoculación de micorrizas también constituye una técnica efectiva.
3. Los *lodos de depuradora*, son enmiendas orgánicas subproducto de la actividad humana, cuyo uso está ampliamente extendido en las zonas agrícolas. Así, los lodos resultan técnicas muy eficaces para incrementar la fertilidad de los suelos a corto plazo. Su principal cualidad es que tras su aplicación se favorece la cubierta vegetal y se incrementa significativamente el contenido de nutrientes en el suelo. Sin embargo, respecto a su uso existe una “leyenda negra”, esto es por sus elevadas concentraciones de metales pesados y contaminantes orgánicos. Sin embargo, lo cierto es que en la actualidad este tipo de actuaciones y su forma de uso están legisladas por la Directiva 86/278/CEE sobre lodos de depuradora. Por lo que para su uso, los lodos deben presentar concentraciones en metales pesados despreciables, siendo estos varias veces inferiores a los límites legislados. Así, si el uso de lodos y sus derivados se realiza de manera adecuada, es decir, con análisis previos de la composición, se pueden calificar como métodos seguros para conseguir aumentar la fertilidad de los sistemas agrícolas y forestales.
4. Otra práctica común entre los agricultores es el uso de diferentes *estiércoles de origen animal*. Esto es por su elevado contenido en materia orgánica, lo que a largo plazo favorece los procesos de agregación, mejoran la estructura del suelo y aumentan la entrada de agua en el perfil. Respecto a las variedades más comúnmente empleadas, destacan los estiércoles de gallináceas, porcino, vacuno u origen ovino. En esta línea, otra práctica frecuente entre los agricultores es el tratamiento del suelo con purines de cerdo, aunque actualmente, debido a los problemas de contaminación en las aguas subterráneas que han derivado de su uso, la aplicación de purines en la agricultura está regulada en el real decreto 515/2009, de 22 de septiembre, por el que se establecen las normas técnicas, higiénico-sanitarias y medioambientales para su uso y explotación.

En base a todo lo expuesto, decidir qué tipo de actuación se lleva a cabo dependerá del objetivo a conseguir y de las características eco-geomorfológicas de la zona objeto de estudio. Así, siempre que se diseñe un plan de restauración, quizás el paso más complicado sea decidir si se debe intervenir o no, y en el caso de llevar a cabo alguna actuación que enmienda resultará más adecuada. Hay situaciones en las que el objetivo está muy claro, ya que puede ser tan simple como es el evitar la erosión. Sin embargo, en otros casos, cuyo objetivo sea incrementar la calidad del suelo, se deben realizar estudios previos, suelo, vegetación y orografía, para saber cuál es la situación real de partida (Guerrero et al., 2007).

3.2. Métodos de aplicación y dosis más comunes

Lo segundo, es que al igual que no existe un único tipo de enmiendas, tampoco existe una dosis fija de aplicación para las mismas. El único consenso científico que existe respecto a este tema es que las dosis a aplicar deben ser siempre las dosis efectivas mínimas, sin que supongan riesgos de contaminación para el ecosistema a restaurar (Guerrero et al., 2007). Por ello, la cantidad de enmienda a aplicar dependerá en gran medida del objetivo a conseguir y del estado previo del suelo. Castro et al. (2000) ensayaron el uso de un estiércol de gallinácea a distintas concentraciones para la restauración de un ecosistema degradado por el impacto del fuego. Estos autores sugirieron que las dosis mínimas efectivas oscilaban entorno a 2 - 4 Mg Ha⁻¹. En otros estudios (Mataix-Solera, 1999; Mataix-Solera et al., 2001; Rodriguez et al., 2005, Guerrero, 2003; Guerrero et al., 1997, 2000, 2001) las dosis mínimas recomendadas para esta enmienda fueron algo mayores, 5-40 Mg Ha⁻¹, y significativamente superiores fueron las dosis mínimas recomendadas por Meyer et al. (2001, 2004), 80 Mg Ha⁻¹. Por otro lado, Larcheveque et al. (2005a y 2005b) estudiaron que efectos se producían en el suelo tras aplicar altísimas dosis de biofertilizantes, entre 50 y 100 Mg Ha⁻¹. En este caso, los resultados de este estudio mostraban como una adición extra de la enmienda implicaba efectos negativos para la restauración del ecosistema. En otros estudios, las dosis de fertilizantes necesarias se calcularon en función del N orgánico que se quería aportar, siendo las tasas recomendadas entre 0,5 y 1 gramo de nitrógeno por kilogramo de suelo (Vazquez et al., 1996; Villar et al., 1998).

Respecto a la forma de aplicación de la enmienda el método de mayor aceptación presenta es la adición superficial de la misma, “on-top”. Esto es porque el volteo de la enmienda con el suelo implicaría mayores costes económicos, y supondría mayor perturbación del suelo al forzar la mezcla de sus horizontes (Guerrero, 2003). En los casos en los que la intención sea restaurar a nivel general el sistema utilizando un método de acolchado superficial o mulch, es recomendable cubrir totalmente toda la superficie a restaurar. Sin embargo, cuando únicamente se quiere disminuir la erosión, podría bastar con aplicar los residuos en fajas o líneas perpendiculares a la línea de

máxima pendiente (Guerrero, 2003). Otros estudios han demostrado que la aplicación de residuos orgánicos en zonas con altas pendientes, 35-50%, resulta en movimientos de la enmienda por el arrastre del agua de lluvia, disminuyendo por tanto, a largo plazo, la eficacia de la enmienda (Guerrero et al., 2007; Larney y Denis, 2012). En esos casos, es aconsejable realizar pequeñas zanjas en forma de fajas, alternando levemente la inclinación, y aplicar la enmienda orgánica dentro de ellas (Larney y Denis, 2012).

3.3. Efectos de las enmiendas para la recuperación de los suelos

Tal como hemos expuesto en los apartados anteriores, debido a la gran variedad de enmiendas existente y a la falta consenso científico respecto a cuáles serían las dosis óptimas de aplicación, existen multitud de trabajos científicos que demuestran la bondad del uso de residuos orgánicos, a diferentes dosis, como técnicas efectivas para incrementar la fertilidad química de los suelos agrícolas, así como para mejorar las propiedades físicas y microbiológicas de los mismos (Guidi et al., 1983; García et al., 1998; Roldán et al., 1996; Pascual et al., 1999). De esta manera se ha demostrado que el uso de residuos orgánicos, siempre que se haga de la manera adecuada, supone mejorar las características de los suelos, depender menos de los fertilizantes químicos y contribuir al secuestro de carbono (Guerrero et al., 2007).

A continuación presentaremos una compilación bibliográfica sobre algunos de los efectos más significativos que conlleva el tratamiento del suelo con enmiendas de diversa naturaleza y en condiciones mediterráneas. Por un lado, se atenderán a aquellos cambios introducidos en las propiedades físico-químicas y biológicas, por el otro, a los efectos introducidos sobre la respuesta hidrológica y erosiva del sistema.

3.3.1. Efectos sobre las propiedades de los suelos

Antes de entrar en la revisión bibliográfica, interesa recordar que los suelos de la cuenca mediterránea presentan un bajo contenido en materia orgánica y están sometidos, debido a sus condiciones edafoclimáticas, a una fuerte mineralización y pérdida de la misma; por lo tanto, la aplicación de la fracción orgánica de los residuos a estos suelos resultan métodos interesantes para paliar la pérdida de la calidad edáfica, referida esta desde varios puntos de vista, agrícola, forestal o ambiental (Costa, 1994; García y Hernández, 1996a; García et al., 1996b, 1997, 1998, 2000, 2002). Su aprovechamiento en este sentido permite, además de darles una salida con un beneficio medioambiental, proporcionar a los suelos materia orgánica, macro y micronutrientes contenidos en esta fracción; este hecho constituye un ciclo cerrado para la misma, utilizando sus recursos y devolviéndolos a un medio idóneo como es el suelo, restituyendo en parte lo que permanentemente se está extrayendo de él, en el caso de los agrícolas.

La mayoría de los estudios que a continuación se describen, se llevaron a cabo sobre suelos agrícolas y en condiciones semiáridas. Estos estudios demuestran que el tratamiento del suelo con diferentes enmiendas orgánicas, con independencia de las dosis o la composición química de las mismas, resulta un método muy adecuado para combatir los procesos de degradación tras prácticas inadecuadas (Albiach et al., 2001; Bulluck et al., 2002; Heras et al., 2005; Gelsomino et al., 2006; Ferreras et al., 2006; Guang-Ming et al., 2006; Madejón et al., 2007; Casado-Vela et al., 2007; Bastidia et al., 2007; Li et al., 2007; Ros et al., 2008; Eaton et al., 2008; Jordán et al., 2010; Pérez-Lomas et al., 2010; Hemmat et al., 2010; Méndez et al., 2010; García-Orenes 2009; 2010; 2012; Yilmaz et al., 2010; Macci et al., 2012; Tejada y Gonzalez, 2013; Srinivasarao et al., 2013).

En términos generales, la adición de residuos orgánicos al suelo se fundamenta principio de que las enmiendas aumentan el contenido de materia orgánica debido a los procesos de descomposición de la misma. Sin embargo estos procesos no siguen un patrón fijo, sino que son variables en el tiempo y dependientes de la condición climática. Las variaciones en el contenido de carbono orgánico aparecen siempre de forma paulatina, después de varios meses tras su aplicación y conforme se incrementan los procesos de descomposición; siempre y cuando la enmienda siga presente en el suelo (Jordán et al., 2010b). Bajo esta premisa, Ferreras et al. (2006) demostraron que la adición al suelo de un compost a partir de residuos orgánicos, podía representar una estrategia altamente eficaz para combatir el agotamiento de carbono orgánico que sufrían algunos suelos agrícolas en los primeros meses después de ser arados. En esta misma línea están los resultados descritos por Albiach et al. (2001), Pérez Lomas et al., (2010), Franco-Otero et al. (2011) y González-Ubierna et al. (2012) aunque con resultados variables en el tiempo; entre tres meses y tres años tras su aplicación. Esto es porque el incremento en el contenido de carbono orgánico es dependiente de una serie de factores relativos a la enmienda: composición química; dosis de aplicación y grado de compostaje previo. Lal (1997) manifestó que en el proceso de descomposición había que tener en consideración factores relacionados con el método de aplicación y las tasas de mineralización para poder obtener conclusiones acerca del incremento temporal de la materia orgánica. Además, según lo descrito por Jordán et al. (2010b), cuanto menor sea la dosis de aplicación de una enmienda, más rápido se mostraran los efectos sobre el contenido de carbono orgánico del suelo. Estos autores demostraron para un área cultivada en el sureste de España, que las tasas de mineralización de la materia orgánica en un suelo enmendado con un mulch de paja a distintas dosis, eran mayores cuando este se aplica a dosis bajas que cuando se aplicaba a dosis altas. Además, otros estudios demostraron que estos incrementos siempre eran dependientes de la composición química de la enmienda utilizada, es decir, bajo las mismas dosis de aplicación, los incrementos en el carbono orgánico derivados del tratamiento del suelo con un mulch de paja diferían de los incrementos registrados para un suelo tratado con estiércol de

gallinácea (Gonzalez-Ubierna et al., 2012). Otro factor a tener en consideración en el proceso de mineralización es el grado de compostaje previo a su aplicación. Según un estudio basado en la velocidad de mineralización de enmiendas con diferentes grados de compostaje (García-Gomez et al., 2005), las enmiendas con un grado de compostaje alto muestran tasas mineralización mayores y las implicaciones sobre el contenido de carbono orgánico del suelo aparecen antes. En cuanto al efecto de las enmiendas sobre algunos nutrientes, su disponibilidad, también ha demostrado ser dependiente de la tasa de mineralización. En algunos nutrientes como el nitrógeno, el fósforo o el azufre dependen principalmente de la relación C/N, C/P y C/S, respectivamente (Senesi, 1989; Tester et al., 1977; Lindemann y Cardenas, 1984; Serna y Pomares, 1992; Dalal, 1977; Stevenson, 1985).

Con independencia del tiempo de descomposición de la enmienda en el suelo, la consecuencia directa del aumento del contenido de carbono orgánico es una reducción en la densidad aparente y en el incremento la porosidad en el perfil (Mbagwu, 1989; Giusquiani et al., 1995; Pagliai et al., 1981a; 1981b; García-Orenes et al., 2005). Además otros trabajos han mostrado un efecto positivo, independiente del tipo de enmienda aplicada, sobre la cantidad de agregados estables y su estabilidad (Caravaca et al., 2002; Roldán et al., 1996; Guerrero et al., 2001; Vázquez et al., 1996; Nogales et al. 1984, 1986; Albiach et al., 2001). Esto se explica por la formación de nuevos complejos entre las partículas de suelo y la materia orgánica (Oades, 1984). El uso de enmiendas, también favorece que los suelos tengan una mayor capacidad de retención hídrica, hecho muy importante en los suelos de ambientes semiáridos (Hortenstine y Rothwell, 1973; Bengtson y Cornette, 1973; Mays et al., 1973). Cabe decir que la adición de materiales orgánicos suele incrementar la capacidad de intercambio catiónico (Hernando et al, 1989; Harada e Inoko, 1980; Senesi, 1989).

En suelos calcáreos, la aplicación de enmiendas orgánicas puede generar una disminución del pH del suelo (Bernal et al., 1992). Este incremento, se asocia a los procesos de lavado de la enmienda durante los eventos de precipitación (Casado-Vela et al., 2007; Morugan-Coronado et al., 2001). La presencia en estos productos de iones Ca^{+2} y de sales básicas, les confiere un marcado carácter tampón. Por tal motivo, pueden ser utilizados como enmienda cálcica de suelos ácidos, con una efectividad menor que la caliza. Su aplicación a suelos ácidos produce en todo caso un aumento del pH de los mismos, evitándose con ello los riesgos de toxicidades inducidos por algunos elementos a pH inferior a 5. Sobre suelos neutros o alcalinos, el aporte de compost no provoca cambios apreciables (Guerrero et al., 2007).

La adición de enmiendas a los suelos calcáreos, generalmente suele provocar un ligero incremento de la conductividad eléctrica, si el incremento supera los niveles no deseables pueden implicar consecuencias negativas para el desarrollo de la vegetación

(Ortega et al., 1985; Albadalejo et al., 1994; Fieromanti y Marty, 1966; Costa et al., 1994). Quizás este sea uno de los mayores problemas que pueden tener algunos residuos orgánicos tales como los residuos sólidos urbanos. Algunos autores incluso sugieren que los residuos sólidos urbanos, antes de su compostaje, deberían ser lavados para disminuir su contenido en sodio. Esta técnica tiene el inconveniente de que pueden lixiviar otros elementos esenciales para la planta, con lo que se perdería parte de la capacidad fertilizante de estos materiales. Además, niveles altos tanto de cloruros como de sulfatos de sodio y potasio pueden afectar negativamente a la actividad biológica, tanto la respiración como la nitrificación (García y Hernández, 1996a; Darrah et al., 1987; Garau et al., 1991). Otro efecto negativo importante que se debe de controlar es el contenido en metales pesados, niveles que actualmente están legislados como ya expusimos anteriormente.

Además de todo lo descrito, el incremento en la materia orgánica favorece el desarrollo de microorganismos, los cuales a su vez están implicados en los procesos de agregación (Lax y García-Orenes, 1993; Roldán et al., 1996). Así, los efectos de la adición de materia orgánica en los microorganismos edáficos son múltiples y generalmente, favorecedores. En primer lugar debemos de tener en cuenta que la adición de materia orgánica supone un incremento de las fuentes de energía, carbono y otros nutrientes. Por otro lado se modifican propiedades del suelo que pueden influir en la actividad o predominancia de ciertos microorganismos. Fresquez y Dennis (1989) han observado incrementos de las poblaciones que van acompañados de descensos de la diversidad, especialmente en el caso de los hongos tras aplicar lodos de depuradora.

Con respecto al nitrógeno, se ha demostrado que la concentración de nitratos en el suelo es siempre mayor después de una fertilización orgánica que después de aplicar fertilización mineral (Gelsomino et al., 2006). Guiquiani et al. (1995) justifican este aumento por el incremento de la microbiota presente en el suelo después del uso de enmiendas orgánicas. Del mismo modo, otros autores afirman un efecto interdependiente entre la adición de enmiendas orgánicas a suelos agrícolas y la disminución del contenido de carbonato cálcico de los mismos. Esto es debido a los procesos de acidificación asociados a la descomposición y lavado (Bastidia et al., 2007; Hemmat et al., 2010).

Todos los estudios mencionados hasta ahora demuestran el efecto positivo que el uso de enmiendas de diversa naturaleza tiene sobre las propiedades de los suelos agrícolas, especialmente en el incremento del contenido de carbono orgánico. Sin embargo, pese a que se esperan obtener resultados similares, el uso de las enmiendas y su aplicación en sistemas forestales aun no están bien descritos.

3.3.2. Efectos sobre la escorrentía y la erosión hídrica

Varios autores han relacionado positivamente el incremento del contenido de materia orgánica con la disminución en las pérdidas de suelo (Morgan, 1995; Agassi, 1996; Barthes et al., 1999; Auerswald et al., 2003). Específicamente, demuestran que un aumento en el contenido de materia orgánica tras la adición de residuos orgánicos, implica una disminución de en las tasas de escorrentía y consecuentemente, una caída en las tasas de erosión. Así también lo describen Guerrero et al. (2001) y Galdós et al (2004) para suelos enmendados con lodos de depuradora en condiciones semiáridas.

Tal como dijimos, el incremento en la materia orgánica por el uso de enmiendas favorece la aparición de macroagregados estables, el desarrollo de la fauna en el suelo y el aumento el espacio poroso. Esto explica el hecho de que las enmiendas favorezcan los procesos de infiltración en el suelo, y por lo tanto, incrementen el contenido de humedad en los mismos (Holsten et al., 2009). Al haber más agua disponible para la vegetación, se produce un aumento en la cobertura vegetal y la disminución de los procesos de sellado y encostramiento superficial (Abrol et al., 2013). Las implicaciones que estos cambios tendrían sobre la hidrología del sistema pasan por un aumento para los umbrales de escorrentía y el descenso de la erosión (Boix-Fallos., 1999). Atendiendo a lo expuesto, a largo plazo, facilitan los procesos de entrada, redistribución y almacenamiento de agua en el perfil. En esta línea están los resultados descritos por Tejada y González (2006) para un suelo enmendado con dos compost orgánicos a las dosis de 3,5 y 7,0 Mg Ha⁻¹. Estos autores justifican la disminución en la pérdida de suelo y nutrientes encontrada por el aumento de la estabilidad estructural, 20 % respecto a los suelos control que no habían sido enmendados. En esta línea están también los resultados descritos por Flanagan et al. (1997a ; 1997b), quienes afirmaban que tras la adición al suelo de un compost de ceniza vegetal los cambios producidos en las propiedades del suelo, incremento materia orgánica y estabilidad estructural, aumentaban significativamente las tasas de infiltración en el perfil (41,9 mm h⁻¹ vs 32,2 mm h⁻¹ para el control), lo que se traducía en una reducción de los procesos de escorrentía y erosivos.

Además, existen estudios que demuestran que en sistemas donde la vegetación aun no está establecida, las enmiendas orgánicas pueden ser utilizadas como técnicas para proteger al suelo frente a las fuerzas de la lluvia y la escorrentía (Smets et al., 2008; Bark et al., 2012; Gholami et al., 2012). Así, un estudio llevado a cabo en condiciones semiáridas, demostraba la efectividad de los mulch para aumentar la rugosidad superficial y disminuir las pérdidas de suelo respecto a los suelos control (Jordan et al., 2010b). Al aumentar la rugosidad del suelo, el flujo superficial que discurre por la superficie disminuye su velocidad, al disminuir la velocidad, se favorecen los procesos de infiltración y entrada de agua en el perfil. La consecuencia

directa es que se reducen considerablemente los flujos de escorrentía y erosión. En este estudio también se mostraba que la protección del suelo con un mulch de paja disminuía el efecto splash por salpicadura de la gota de agua, con lo que los procesos de pérdida de suelo se veían reducidos frente a los suelos no enmendados. De forma similar, otros estudios han demostrado que el tratamiento del suelo con polímeros hidroabsorbentes, PAM, reducía el efecto splash por salpicadura y prevenía el sellado superficial. Es decir, la enmienda disminuía el porcentaje de áreas contribuyentes del sistema, por lo que resultan métodos efectivos para combatir los procesos de escorrentía y erosión (Ben-Hur Keren, 1997; Yu et al., 2003; Abrol et al., 2013).

De una manera u otra, todo lo descrito contribuye a la disminución de la escorrentía y erosión frente a los suelos que no son enmendados. Así la aplicación de enmiendas a suelos agrícolas no solo ha demostrado su efecto positivo sobre las propiedades físico-químicas del suelo, si no que el uso de enmiendas, de forma directa o indirecta, puede generar también cambios positivos en los mecanismos de generación de escorrentía y erosión de los suelos bajo condiciones mediterráneas (Sort y Alcañiz, 1999; Hernández-Apaolaza et al., 2000).

3.4. Riesgos derivados del uso de enmiendas

Cabe destacar que el uso de enmiendas puede conllevar a una serie de riesgos derivados de su aplicación en el sistema. En base a lo expuesto por Guerrero et al. (2007) algunos de ellos son:

- a) *Exceso de sales solubles*: derivados del lavado de la enmienda en el suelo, que pueden afectar a determinados procesos microbianos, a la vegetación incipiente o a la germinación. Este efecto en el suelo suele ser transitorio si las aplicaciones son esporádicas y las dosis son las habitualmente usadas.
- b) *Pobre estabilización de la materia orgánica*: la adición al suelo de residuos poco estabilizados y que sean muy putrescibles puede originar efectos negativos en la vegetación. Ello se debe a la gran cantidad de oxígeno que van a demandar los microorganismos, pudiendo crear situaciones de anoxia en el suelo. Este efecto es temporal y puede no constituir un problema si todavía no existe vegetación instaurada en el suelo. Este tipo de enmiendas pueden llevar asociadas riesgos de patógenos y malos olores.
- c) *Mineralización excesiva de nitrógeno*: ocurre cuando al suelo se le adiciona residuos ricos en nitrógeno orgánico, con bajas relaciones C/N, sobre todo de origen animal, sin compostar o estabilizar. Así, el nitrato es una de esas formas de nitrógeno inorgánico que es fácilmente lixiviable pudiendo contaminar los

acuíferos. Por otra parte cerca de la mitad del N orgánico que se mineraliza se pierde a la atmosfera, principalmente por los procesos de desnitrificación. Este fenómeno ocurre en micro-sitios anaerobios, algo que se dará en el suelo al aplicar un residuo muy degradable. De esta manera habrá una parte del nitrato que no será susceptible de sufrir lixiviación pero tampoco podrá ser tomados por la vegetación.

- d) *Patógenos*: los residuos orgánicos de origen animal, y si no han sufrido un compostaje, podrían contener cantidades significativas de enterobacterias. La supervivencia de estas bacterias en el suelo es relativamente baja, de semanas (García-Orenes et al., 2007), y ocurrirá en aquellos micrositios en los que exista humedad (y poco oxígeno). Los lodos cuando se dejan en eras de secado, una vez secos quedan formando gránulos o agregados de varios milímetros de diámetro. En el interior de ellos, si hay humedad suficiente, habrá coliformes latentes. A medida que esos gránulos se vayan fragmentando, los coliformes irán desapareciendo. En cuanto a la supervivencia de nematodos y otros parásitos, o los huevos de estos, cabe decir que son muy escasos los estudios, y no se tienen resultados concluyentes. En el caso de virus se tienen menos datos aún. Por el alto poder depurador del suelo, se asume que si estos sobreviven, quedarán retenidos en el suelo, y posteriormente degradados por otros microorganismos. En este sentido cabe decir que el compostaje, es un proceso que además de “estabilizar” la materia orgánica, a pasar por una fase “termofílica” queda higienizado de muchos patógenos que no toleran las temperaturas altas que se alcanzan en esa fase ($> 55\text{ }^{\circ}\text{C}$).
- e) *Presencia de semillas de especies alóctonas y nitrófilas*: desde un punto de vista agrícola esto puede ser un problema asociado al uso de residuos. En el caso del empleo para regenerar rápidamente la cobertura vegetal esto no es un problema. De esta manera tendremos un conjunto de especies alóctonas, exóticas o invasoras, no propias de ese ecosistema, pero que estarán ejerciendo un papel de retención y freno de la erosión, altamente positivo. La gran mayoría de esas especies desaparecerán y serán reemplazadas por las propias del lugar, que serán más eficientes y estarían mejor adaptadas una vez se restablezcan las condiciones ‘normales’. Aunque es importante realizar seguimientos en casos de especies invasoras que puedan competir y desplazar a las autóctonas.
- f) *Metales pesados*: muchos residuos orgánicos, no solo algunos lodos de depuradora, pueden contener metales pesados. Es imprescindible que se analice previamente el material a usar.

4. ENFOQUE, HIPÓTESIS Y ANTECEDENTES

Numerosos investigadores han llegado a una serie de conclusiones en sus trabajos acerca del uso de enmiendas como técnicas de restauración de suelos agrícolas degradados o para mitigar los efectos derivados de las actividades agrícolas (Méndez et al., 2010; García-Orenes 2009; 2010; 2012; Yilmaz et al., 2010; Macci et al., 2012; Tejada y Gonzalez, 2013; Srinivasarao et al., 2013). Estos autores afirman que la adición de enmiendas al suelo incrementan los niveles de carbono orgánico en el mismo. Las variaciones en el contenido orgánico introducidas por las enmiendas favorece el contenido de arcillas y los procesos de agregación de los suelos después del arado. El suelo por tanto, presentará mejor estructura, lo que implica mayor capacidad para contener agua útil, incremento en la permeabilidad y disminución de los encortamientos superficiales. La conjunción de estos tres parámetros, da lugar a un aumento en la capacidad de infiltración. Por consiguiente, el agua presente en las raíces es mayor y los procesos de erosión y escorrentía se ven disminuidos.

Por todo ello, al inicio de la investigación, nos planteamos si estas técnicas ensayadas positivamente en suelos agrícolas podrían ser utilizadas también para la recuperación de ambientes forestales vulnerables a los procesos de degradación, especialmente como complemento a los planes de reforestación. Así, la *hipótesis de partida* a verificar, es la siguiente:

“En una situación de umbral climático o de ecotono entre regímenes mediterráneos subhúmedos y semiáridos, la aplicación de enmiendas ayuda a mitigar los procesos de degradación y pérdida de suelo, así como favorecer el establecimiento de una nueva cubierta vegetal pues, al favorecer el aumento del carbono orgánico y/o la permanencia de agua en el suelo, los suelos sostendrían mejor el crecimiento de la vegetación reforestada”.

Para poder resolver la hipótesis planteada se representan 6 escenarios posibles de restauración del suelo y cubierta de un ambiente forestal mediterráneo. De las seis estrategias diseñadas, cinco, además del plan de revegetación (Fig. 1.6.a), comprendían la adición de enmiendas orgánicas al suelo (Fig. 1.6.b). De acuerdo con la hipótesis inicial, la metodología se plasmó a escala de microambiente y parcela/sección de ladera. Así, cada escenario queda recogido en una parcela experimental que fue replicada, tal como aparece en la figura 1.6. En cada parcela se estudian diversas propiedades del suelo, la evolución de la cubierta y se analizan las relaciones entre estructura-hidrología a diferentes escalas temporales, las cuales se explican con detalle en el capítulo 3.

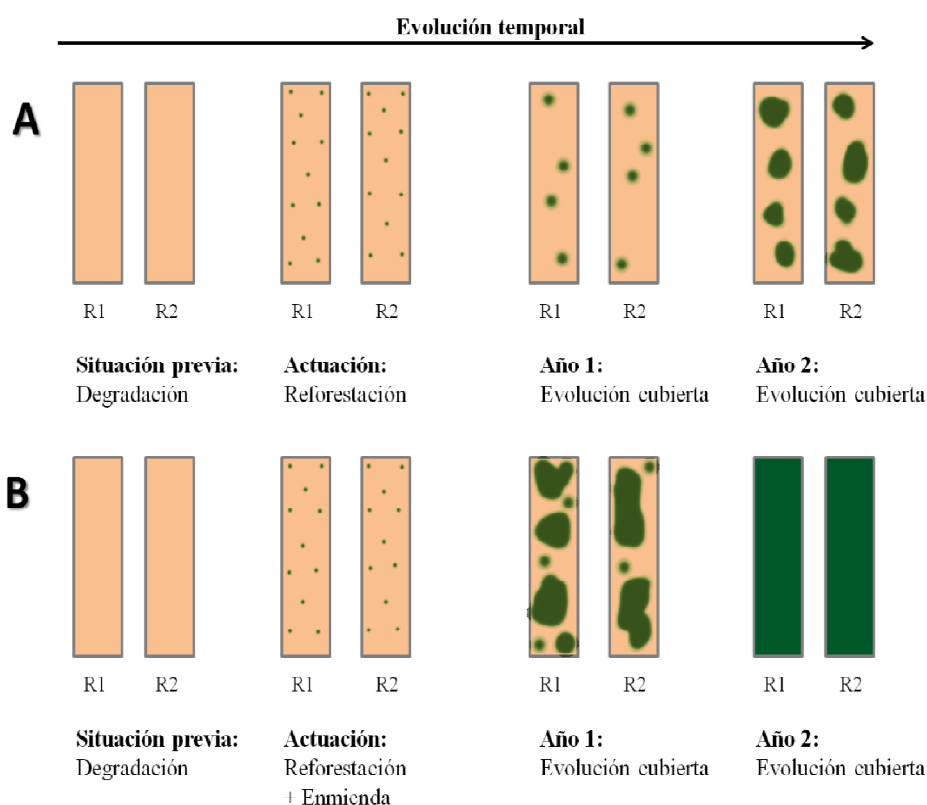


Figura. 1.6. Esquema planteado de la hipótesis de la investigación. Donde: A, evolución de la cubierta vegetal para una parcela reforestada en condiciones de suelo desnudo; B, evolución de la cubierta vegetal para una parcela reforestada y enmendada. Fuente: Elaboración propia.

A partir de esta hipótesis nos hemos planteado una serie de **objetivos específicos** que van a ser resueltos a través de una serie de **preguntas de investigación** que se desarrollan a continuación:

I. *Evaluar si se produce una disminución en la calidad del suelo previa debido a la ejecución del plan de reforestación y, en el caso de producirse, si el uso de enmiendas ayudar a contrarrestar esta pérdida.*

- 1) ¿Se produce una disminución del contenido de carbono orgánico del suelo cuando la reforestación se lleva a cabo bajo condiciones de suelo desnudo?
- 2) ¿Se produce alguna variación en el pH o la conductividad eléctrica del suelo cuando la reforestación se lleva a cabo bajo condiciones de suelo desnudo?
- 3) ¿Se reduce el porcentaje de agregados estables del suelo cuando la reforestación se lleva a cabo bajo condiciones de suelo desnudo?

- 4) Cuando la reforestación se asiste con enmiendas orgánicas los cambios en las propiedades físico-químicas, ¿son mayores o menores que en los suelos reforestados y no enmendados?

El análisis metodológico para la consecución del objetivo específico I tendrá en cuenta los siguientes aspectos:

- i. Análisis de las propiedades químicas del suelo: contenido de carbono orgánico, pH y conductividad eléctrica.
- ii. Análisis de las propiedades físicas del suelo: estabilidad estructural del suelo.

II. ***Determinar los cambios en las propiedades físico-químicas indicadoras de salud del suelo debidos al uso de enmiendas durante el proceso de restauración de la cubierta vegetal.***

- 5) ¿Incrementan las enmiendas a corto, medio o largo plazo el contenido de carbono orgánico del suelo frente a los suelos que no han sido enmendados?
- 6) ¿Varían las enmiendas a corto, medio o largo plazo los valores de pH o la conductividad del suelo frente a los suelos que no han sido enmendados? ¿Estos cambios tienen repercusiones en el establecimiento del plantón?
- 7) ¿Incrementan las enmiendas a corto, medio o largo plazo el contenido de agregados estables del suelo frente a los suelos que no han sido enmendados?

El análisis metodológico para la consecución del objetivo específico II tendrá en cuenta los siguientes aspectos:

- i. Análisis de las propiedades químicas del suelo: contenido de carbono orgánico, pH y conductividad eléctrica.
- ii. Análisis de las propiedades físicas del suelo: estabilidad estructural del suelo.

III. ***Averiguar cómo afecta la estacionalidad del clima mediterráneo a cada uno de los tratamientos objeto de estudio.***

- 8) ¿Presentan variabilidad temporal algunas propiedades de los suelos reforestados sin enmendar?
- 9) ¿Presentan variabilidad temporal algunas propiedades de los suelos reforestados enmendados?

El análisis metodológico para la consecución del objetivo específico III tendrá en cuenta los siguientes aspectos:

- i. Análisis de las propiedades químicas del suelo: contenido de carbono orgánico, pH y conductividad eléctrica.
- ii. Análisis de las propiedades físicas del suelo: estabilidad estructural del suelo.

IV. *Conocer el papel de las enmiendas en los mecanismos de generación de escorrentía y en la movilización de sedimentos para un suelo reforestado.*

- 10) ¿Se incrementan los procesos de infiltración en el suelo tras la adición de las enmiendas respecto a los suelos no enmendados?
- 11) ¿Qué implicaciones tiene el uso de enmiendas en los mecanismos de generación de escorrentía?
- 12) ¿Reducen las enmiendas la pérdida de suelo por erosión a corto o medio plazo?
- 13) ¿Qué factores condicionan la generación de escorrentía y la movilización de sedimentos en los suelos reforestados y enmendados?
- 14) ¿Se puede establecer un modelo conceptual de comportamiento hidrológico-erosivo de los suelos en función del manejo y/o enmienda aplicada?

El análisis metodológico para la consecución del objetivo específico IV tendrá en cuenta los siguientes aspectos:

- i. Análisis de las propiedades hídricas de los suelos: hidrofobicidad, conductividad hidráulica no saturada, monitorización del contenido de humedad en el perfil de suelos enmendados y no enmendados.
- ii. Análisis de la respuesta hidrológico-erosiva de cada tratamiento: monitorización de escorrentía y sedimentos en parcelas cerradas.

V. *Valorar el papel desempeñado por las enmiendas en el proceso de restauración de la cubierta vegetal.*

- 15) ¿Producen las enmiendas un aumento en las tasas de supervivencia de los individuos reforestados?
- 16) ¿Cómo es el desarrollo de la vegetación reforestada en los suelos enmendados frente a los suelos no enmendados?
- 17) ¿Existen variaciones en el patrón eco-geomorfológico de los suelos enmendados respecto a los suelos no enmendados?

El análisis metodológico para la consecución del objetivo específico V tendrá en cuenta los siguientes aspectos:

- i. Monitorización de la vegetación reforestada: tasas de supervivencia, crecimiento (longitud al brote apical y diámetro de la copa).
- ii. Monitorización del patrón eco-geomorfológico: definición de los rasgos que caracterizan los elementos vegetales y la superficie del suelo.

VI. ***Analizar qué tratamiento resulta más efectivo para minimizar los procesos de degradación y pérdida de suelo y restaurar el sistema eco-geomorfológico, desde el punto de vista de la gestión.***

- 18) ¿Qué enmienda resulta más efectiva para una aplicación real en una acción de reforestación a gran escala?

El análisis metodológico para la consecución del objetivo específico VI tendrá en cuenta los siguientes aspectos:

- i. Análisis de las propiedades químicas del suelo: carbono orgánico, pH y conductividad eléctrica.
- ii. Análisis de las propiedades físicas del suelo: estabilidad estructural del suelo.
- iii. Análisis de las propiedades hídricas del suelo: hidrofobicidad, conductividad hidráulica no saturada, monitorización del contenido de humedad en el perfil.
- iv. Análisis de la respuesta hidrológica-erosiva de cada tratamiento: monitorización de escorrentía y sedimentos en parcelas cerradas
- v. Monitorización de la vegetación reforestada: tasas de supervivencia, crecimiento (longitud al brote apical y diámetro de la copa).
- vi. Monitorización del patrón eco-geomorfológico: definición de los rasgos que caracterizan los elementos vegetales y la superficie del suelo

Tabla 1.1. Objetivos y preguntas de investigación en el trabajo. Fuente: Elaboración propia.

OBJETIVO ESPECIFICO	PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	MÉTODO APLICADO
I. Evaluar si se produce una disminución en la calidad del suelo previa debido a la ejecución del plan de reforestación y, en el caso de producirse, si el uso de enmiendas ayudar a contrarrestar esta pérdida.	1.-¿Se produce una disminución del contenido de carbono orgánico en condiciones de suelo desnudo?	Medida del contenido de carbono orgánico del suelo
	2.-¿ Se producen variaciones en el pH o conductividad eléctrica en condiciones de suelo desnudo?	Medida del pH y conductividad eléctrica
	3.-¿ Se reduce el porcentaje de agregados estables en condiciones de suelo desnudo?	Medida de la estabilidad estructural
	4.- ¿Se producen diferencias en las propiedades del suelo cuando la reforestación se asiste con enmiendas?	Medida del contenido de carbono orgánico, pH, conductividad eléctrica y estabilidad estructural
II. Determinar los cambios en las propiedades físico-químicas indicadoras de salud del suelo debidos al uso de enmiendas durante el proceso de restauración de la cubierta vegetal.	5.-¿Incrementan las enmiendas a corto, medio o largo plazo el contenido de carbono orgánico del suelo frente a los suelos que no han sido enmendados?	Medida del contenido de carbono orgánico del suelo
	6.-¿Varían las enmiendas a corto, medio o largo plazo los valores de pH o la conductividad del suelo frente a los suelos que no han sido enmendados? ¿Estos cambios tienen repercusiones en el establecimiento del plantón?	Medida del pH y conductividad eléctrica
	7.-¿Incrementan las enmiendas a corto, medio o largo plazo el contenido de agregados estables del suelo frente a los suelos que no han sido enmendados?	Medida de la estabilidad estructural
III. Averiguar cómo afecta la estacionalidad del clima mediterráneo a cada uno de los tratamientos objeto de estudio.	8.- ¿Presentan variabilidad temporal algunas propiedades de los suelos reforestados sin enmendar?	Medida del contenido de carbono orgánico, pH, conductividad eléctrica y estabilidad estructural
	9.-¿Presentan variabilidad temporal algunas propiedades de los suelos reforestados enmendados?	Medida del contenido de carbono orgánico, pH, conductividad eléctrica y estabilidad estructural
IV. Conocer el papel de las enmiendas en los mecanismos de generación de escorrentía y en la movilización de sedimentos para un suelo reforestado.	10.-¿Se incrementan los procesos de infiltración en el suelo tras la adición de las enmiendas respecto a los suelos no enmendados?	Medida de la conductividad hidráulica no saturada
	11.-¿Qué implicaciones tiene el uso de enmiendas en los mecanismos de generación de escorrentía?	Monitorización de la escorrentía en parcelas experimentales y medida de hidrofobicidad
	12.- ¿Reducen las enmiendas la pérdida de suelo por erosión a corto o medio plazo?	Monitorización de los sedimentos en parcelas experimentales
	13.-¿Qué factores condicionan la generación de escorrentía y la movilización de sedimentos en los suelos reforestados y enmendados?	Monitorización de la humedad del perfil del suelo
V. Valorar el papel desempeñado por las enmiendas en el proceso de restauración de la cubierta vegetal.	14.-¿Se puede establecer un modelo conceptual de comportamiento hidrológico-erosivo de los suelos en función del manejo y/o enmienda aplicada?	Análisis de propiedades hídricas y de la respuesta hidrológica erosiva
	15.-¿Producen las enmiendas un aumento en las tasas de supervivencia de los individuos reforestados?	Control y seguimiento de las tasas de supervivencia
	16.-¿Cómo es el desarrollo de la vegetación reforestada en los suelos enmendados frente a los suelos no enmendados?	Medida de los individuos reforestados (longitud brote apical y diámetro de copa)
	17.-¿Existen variaciones en el patrón eco-geomorfológico de los suelos enmendados respecto a los suelos no enmendados?	Cartografía superficial y elaboración de mapas de componentes superficiales
VI. Analizar qué tratamiento resulta más efectivo para minimizar los procesos de degradación y pérdida de suelo y restaurar el sistema eco-geomorfológico, desde el punto de vista de la gestión.	18.-¿Qué enmienda resulta más efectiva para una aplicación real en una acción de reforestación a gran escala?	Análisis de propiedades físicas, químicas e hídricas, análisis de la respuesta hidrológica-erosiva, monitoreo de la vegetación reforestada y seguimiento del patrón eco-geomorfológico

BIBLIOGRAFÍA

- Abrahams, A.D., Parsons, A.J. y Wainwright, J. 1994. Resistance to overland flow on semiarid grassland and shrubland hillslopes, Walnut Gulch, Southern Arizona. *Journal of Hydrology* 156: 431-446.
- Abrol, V., Shainberg, I., Lado, M., Ben-Hur, M. 2013. Efficacy of dry granular anionic polyacrylamide (PAM) on infiltration, runoff and erosion. *European Journal of Soil Sciences* 64 (5): 699-705.
- Agassi, M. 1996. *Soil Erosion, Conservation, and Rehabilitation*. Agassi, M. (Eds.). Marcel Dekker, New York.
- Akala, V. A. y Lal, R. 2000. Potential of mine land reclamation for soil organic carbon sequestration in Ohio. *Land Degrad. Devel.* 11: 289-297.
- Albadalejo, J., Stocking, M., Diaz, E., Castillo, V. 1994. Land rehabilitation by urban refuse amendments in a semi-arid environment: effect on soil
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology* 77:109–114.
- Andreu, V., Rubio, J. L., Gimeno-Garcia, E. y Llinares, J. V. 1998. Testing three Mediterranean shrub species in runoff reduction and sediment transport. *Soil Till. Res.* 45: 441-454.
- Archibold, O.W. 1995. *Ecology of the World Vegetation*. Chapman & Hall, London.
- Arendt, J.D. 1997. Adaptive intrinsic growth rates: an interpretation across taxa. *Quarterly Rev. Biol.* 72: 149-177.
- Aronson, J., Floret, C., LeFolc'h, E., Ovalle, C., Pontainer, R. 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid lands. I. A view from the south. *Restoration Ecology* 1: 8-17.
- Auerswald, K., Kainz, M., Fiener, P. 2003. Soil erosion potential of organic versus conventional farming evaluated by USLE modeling of cropping statistics for agricultural districts in bavaria. *SoilUse Manage.* 19: 305–311.
- Badano, E.I., Cavieres, L.A., Molina-Montenegro, M.A., Quiroz, C.L. 2005. Slope aspect influences plant association patterns in Mediterranean matorral of Central Chile. *Journal of Arid Environments* 62: 91-108.

- Barthess, B., Albrecht, A., Asseline, J., De Noni, G., Roose, E., 1999. Relationships between soil erodibility and topsoil aggregate stability or carbon content in a cultivated Mediterranean highland (Aveyron France). *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 30, 1929–1938.
- Barthes, B., Roose, E. 2002. Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena* 47: 133–149.
- Bastida, F., Moreno, J.L., García, C., Hernández, T. 2007. Addition of urban waste to semiarid degraded soil: long-term effect. *Pedosphere* 17:557–567.
- Berger, A. 1984. Desertificación en un clima cambiante, con particular atención a los países mediterráneos. *Desertificación en Europa, Monografías de la Dirección General de Medio Ambiente*, 31-57 pp.
- Bergkam, G., Cammeraat, L.H., Martínez Fernández, J. 1996. Water movement and vegetation patterns on shrubland and an abandoned field in two desertification threatened areas in Spain. *Earth Surface Processes and Landforms*, 21: 1073-1090.
- Beven, K. 2002. Runoff generation in semi-arid areas. Bull, L.J., Kirkby, M.J. (Eds.). *Dryland rivers, Hydrology and Geomorphology of Semi-Arid Zones*, Wiley, 57-105 pp.
- Bernal, M.P., Roig, A., Lax, A., Navarro, A.F. 1992. Effects of the application of pig slurry on some physico-chemical and physical properties of calcareous soils. *Bioresource Technology* 42 : 233–239.
- Boix-Fayos, C. 1999. Procesos geomórficos en diferentes condiciones ambientales mediterráneas: el estudio de la agregación y la hidrología de suelos. Tesis doctoral, Servicios de Publicaciones de la Universidad de Valencia, 394 pp.
- Boix, C., Calvo, A., Imeson, A.C., Soriano, M.D. 1995. Climate and altitudinal effects on soil aggregation in slopes of Mediterranean environment. *Physics and Chemistry of the Earth* 20: 287-291.
- Bodman, G.B., Colman, E.A. 1943. Moisture and energy conditions during downward entry of water into the soils. *Soil Science Society of America Proceedings* 8: 116-122.
- Bracken, L.J., Kirkby, M.J. 2005. Differences on hillslope runoff and sediment transport rates within two semi-arid catchments in southeast Spain. *Geomorphology* 68: 183-200.
- Brandt, C.J. y Thornes, J.B. 1996. Brandt, C.J. y Thornes, J.B (Eds.). *Mediterranean desertification and Land use*. John Wiley & Sons. Chichester.

- Bengtson, G.W., Cornette, J.J. 1973. Disposal of composted municipal waste in a plantation of young slash pine: Effects on soil and trees. *Journal of Environmental Quality* 2: 441-444.
- Ben-Hur, M., Keren, R., 1997. Polymer Effects on Water Infiltration and Soil Aggregation. *American Society of Agronomy* 61 (2): 565-570.
- Bryan, R.B. 2000. Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. *Geomorphology* 32: 385-415.
- Bryan, R.B., Imeson, A.C., Campbell, I.A. 1984. Solute release and sediment entrainment on micro catchments in the Dinosaur Park badlands, Alberta. *Canadian Journal of Hydrology* 71: 79-106.
- Bull, J.L., Kirkby, M.J., Shannon, J., Hooke, J.M. 1999. The impact of rainstorm floods in ephemeral channels on Southeast Spain. *Catena* 38: 191-209.
- Bulluck, L.R., Brosius, M., Evanylo, G.K., Ristano, J.B. 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. *Applied Soil Ecology* 19: 147-160.
- Burdett, A.N. 1990. Physiological processes in plantation establishment and the development of specifications for forest planting stock. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 415-427.
- Calvo, A., Boix, C., Imeson, A.C. 2003. Runoff generation, sediment movement and soil water behaviour on calcareous (limestone) slopes of some Mediterranean environments in Southeast Spain. *Geomorphology* 50: 269-291.
- Cammeraat, L.H., Imeson, A.C. 1998. Deriving indicators of soil degradation from soil aggregation studies in southeastern Spain and southern France. *Geomorphology* 23: 307-321.
- Cammeraat, L.H., Imeson, A.C. 1999. The evolution and significance of soil-vegetation patterns following land abandonment and fire in Spain. *Catena* 37: 107-127.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A., Domingo, F. 2004. Temporal and spatial patterns of soil moisture in semiarid badlands of SE Spain. *Journal of Hydrology* 285: 199-214.
- Caravaca, F., García, C., Hernández, M.T., Roldán, A. 2002. Aggregate stability changes after organic amendment and mycorrhizal inoculation in the afforestation of a semiarid site with *Pinus halepensis*. *Applied Soil Ecology* 19: 199-208.

- Casado-Vela, J., Sellés, S., Díaz-Crespo, C., Navarro-Pedreño, J., Mataix- Beneyto, J., Gómez, I. 2007. Effect of composted sewage sludge application to soil on sweet pepper crop (*Capsicum annuum varannuum*) grown under two exploitation regimes. *Waste Manag* 27 : 1509–1518.
- Castillo, V.M., Martínez-Mena, M., Albadejo, J. 1997. Runoff and soil erosion response to vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Science Society of American Journal* 61: 1116- 1121.
- Castillo, V., Querejeta, J., Albaladejo, J. 2001. Disponibilidad hídrica en repoblaciones de *Pinus halepensis* Mill. en medios semiáridos: efectos de los métodos de preparación del suelo. III Congreso Forestal Español. Mesa 3: 94-99.
- Castro, A., González-Prieto, S.J., Villar, M.C., Carballas, T. 2000. Lowest effective and optimum poultry manure dose for reclaiming burnt soils: pot experiments. *Biology and Fertility of Soils* 32: 494-499.
- Castro, J., Zamorra, R., Hóndar, J.A., Gómez, J.M. 2002. The use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Rest. Ecol* 10: 297-305.
- 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. 1998a. Relationships between climate and soil hydrological and erosional characteristics along climatic gradients in Mediterranean limestone areas. *Geomorphology* 25: 123-134.
- Cerdà, A. 1998b. The influence of geomorphological position and vegetation cover on the erosional and hydrological processes on a Mediterranean hillslope. *Hydrological Processes* 12: 661-671.
- Cerdà, A. 1998c. Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena* 32: 73–86.
- Cerdà, A. 2001. Effects of rock fragments cover on soil infiltration, inter-rill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science* 52: 59-68.
- Cerdà y Boliches, A. 1994. Comportamiento hidrológico de los suelos sobre areniscas. Serra de la Calderona, Valencia. *Cuaternario & Geomorfología*, 8 3-21.
- Cerdà, A., Sarah P. 2000. The effect of climate on overland flow: laboratory rainfall simulation experiments. *Cuaternario & Geomorfología* 14: 63-75.
- Costa, F. 1994. Problemática de los residuos urbanos. “Curso sobre tratamiento de

- residuos urbanos”. Tomo I. CEBAS. Murcia.
- Coutadeur, C., Coquet, Y., Roger-Estrade, J. 2002. Variation of hydraulic conductivity in a tilled soil. *European Journal of Soil Science* 53: 619-628.
- Cross, A.F., Schlesinger, W.H. 1999. Plant regulation of soil nutrient distribution in the northern Chichuahua Desert. *Plant Ecology* 145: 11-25.
- Dalal, R.C. 1977. Soil organic phosphorus. *Advances in Agronomy* 29: 85-117.
- Darrah, P.R., Nye, P.H., White, R.E. 1987. The effect of high solute concentrations on nitrification rates in soil. *Plant and Soil* 97: 37-45.
- Di Castri, F., Goodall, D.W., Specht, R.L. 1981. *Mediterranean-type shrublands*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- Díaz-Romero, M., Copano González de Heredia, C., Rojo Serrano, L. 2009. Diseño de repoblaciones forestales en función de la disponibilidad hídrica del terreno. V Congreso Forestal Español: Saber qué hacer. Sociedad Española de las Ciencias Forestales. S.C.E.F. Junta de Castilla y León.
- Duiker, S.W., Flanagan, D.C. y Lal, R. 2001. Erodibility and infiltration characteristics of five major soils of southwest Spain. *Catena* 45: 103-121.
- Dunne, T. 1978. Field studies of hillslope processes. Kirkby, M.J. y Chorley, R.J (Eds.). *Hillslope Hydrology*, Wiley, 227-293 pp.
- Eaton, J.M., McGoff, N.M., Byrne, K.A., Leahy, P., Kiely, G. 2008. Land cover change and soil organic C stocks in the Republic of Ireland 1851–2000. *Climatic Change* 91: 317–334.
- El-Kadi, A.I. 1980. Variability of infiltration under uncertainty in unsaturated zone parameters. *Journal of Hydrology*, 90: 65-84.
- Ellies, A., Ramírez, C., McDonald, R. 2005. Organic matter and wetting capacity distribution in aggregates of Chilean soils. *Catena* 59: 69-78.
- Estiarte, M., Peñuelas, J. 1999. Excess carbon: The relationship with phenotypical plasticity in storage and defense functions of plants. *Orsis* 14: 159-203.
- Farres, P. 1978. The role of time and aggregate size in the crusting process. *Earth Surface Proceedings* 3: 243-254.

- Ferreras, L., Gómez, E., Torresani, S., Firpo, I., Rotondo, R. 2006. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology* 97 : 635-640.
- Flanagan, D.C., Norton, L.D., Shainberg, I., 1997a. Effect of water chemistry and soil amendments on a silt loam soil-Part 1: infiltration and runoff. *Transactions of the ASAE* 46 (6): 1549-1555. American Society of Agricultural Engineers (Eds.). St, Joseph, MI, ETATS-UNIS.
- Flanagan, D.C., Norton, L.D., Shainberg, I., 1997b. Effect of water chemistry and soil amendments on a silt loam soil-Part 2: soil erosion. *Transactions of the ASAE* 46 (6): 1555-1561. American Society of Agricultural Engineers (Eds.). St, Joseph, MI, ETATS-UNIS.
- Fieromanti, S., Marty, J.R. 1966. Contribution a l'étude du compost obtenu par fermentation des ordures ménagères de la ville de Toulouse. *Bull. Science du sol* 18-43.
- Fitzpatrick, E.A. 1986. *An introduction to Soil Science*. Ed. Longman, 255 pp.
- Francis, C.F. y Thornes, J.B. 1990. Matorral: erosion and reclamation. Albadalejo, J., López-Bermúdez, F. (Eds). *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*, CSIC, Murcia, 87-115.
- Franco-Otero V.C., Soler-Rovira, P., Hernández, D., López-De-Sá, E., Plaza, C.S. 2011. Short-term effects of organic municipal wastes on wheat yield, microbial biomass, microbial activity, and chemical properties of soil. *Biol Fertil Soils* 12: 1257-1268.
- Fresquez, P.R., Dennis, G.L. 1989. Composition of fungal groups associated with sewage sludge amended grassland soils. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 4: 19-32.
- Gabarrón-Galeote, M.A. 2011. *La vegetación como reguladora del recurso hídrico en ambiente mediterráneo*. Tesis Doctoral. Departamento de Geografía. Universidad de Málaga.
- Galdos, M.V., De Maria, I.C., Camargo, O.A., 2004. Soil chemical properties and corn production in a sewage sludge-amended soil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 28 (3): 569-577.
- Gallart, F., Llorens, P., Latron, J. 1994. Studying the role of old agricultural terraces on runoff generation in a small Mediterranean mountainous basin. *Journal of Hydrology* 159: 291-303.

- Garau, M.A., Dalmau, J.L., Felipó, M.T. 1991. Nitrogen mineralization in soil amended with sewage sludge and fly ash. *Biology and Fertility of Soils* 12: 199-201.
- García, C. y Hernández T. 1996a. Influence of salinity on the biological and biochemical activity of a calciorthird soil. *Plant and Soil* 178: 255-263.
- García, C., Hernández, T. 1996b. Organic matter in bare soils of the Mediterranean region with a semiarid climate. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10: 31-41.
- García, C., Hernández, T., Albadalejo, J., Castillo, V., Roldán, A. 1998. Revegetation in semiarid zones: influence of terracing and organic refuse on microbial activity. *Soil Science Society of America Journal* 62: 670-676.
- García, C., Hernández, T., Roldán, A., Albadalejo, J. 1997. Biological and biochemical quality of a semiarid soil after induced devegetation. *Journal of Environmental Quality* 26: 1116-1122.
- García, C., Hernández, T., Roldán, A., Albadalejo, J., Castillo, V. 2000. Organic amendment and mycorrhizal inoculation as a practice in afforestation of soils with *Pinus halepensis* Miller: effect on their microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 1173-1181.
- García, C., Hernández, T., Roldán, A., Martín, A. 2002. Effect of plant cover decline on chemical and microbiological parameters under Mediterranean climate. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 635-642.
- García-Gomez, A., Bernal-Calderón, M.P., Roig, A. 2005. Humification parameters, organic waste management, organic matter. *Compost Science and Utilization* 13: 127-135.
- García-Orenes, F., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Bodí, M.B., Arcenegui, V., Zornoza, R., Sempere, J.G. 2009. Effects of agricultural management on surface soil properties and soil-water losses in eastern Spain. *Soil and Tillage Research* 106: 117-123.
- García-Orenes, F., Guerrero, C., Roldán, A., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Zorzona Bárcenas, G., Caravaca, F. 2010. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil and Tillage Research* 109: 110-115.
- García-Orenes, F., Roldán, A., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Arcenegui, V., Caravaca, F. 2012. Soil structural stability and erosion rates influenced by agricultural management practices in a semi-arid Mediterranean agro-ecosystem. *Soil Use and Management* 28: 571-579.

- García-Orenes, Roldán, A., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., Mataix-Beneyto, J. 2007. Effect of irrigation on the survival of total coliforms in three semiarid soils amended with sewage sludge. *Waste Management* 27: 1815-1819.
- García-Salmerón, J. 1995. Manual de repoblaciones forestales II. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Monte. Madrid.
- Gelsomino, A., Baldalucco, L., Ambrosoli, R., Crecchio, C., Puglisi, E., Salvatore, M.M. 2006. Changes in chemical and biological soil properties as induced by anthropogenic disturbance: A case study of an agricultural soil under recurrent flooding by wastewaters. *Soil Biology and Chemistry* 38: 2069-2080.
- Gholami, L., Reza Sadeghi, S.H., Homae, M., 2012. Efficiency of rice straw mulch as a soil amendment to reduce splash erosion. *Erosion and Sediment Yields in the Changing Environment. Proceedings of a symposium held at the Institute of Mountain Hazards and Environment, CAS-Chengdu, China, pp 11–15. IAHS Publ. 356.*
- Gómez, M.J. 1999. Baladani, P., Peter, A. (Eds.) Example of desertification mitigation: integra forest fire prevention in Comunidad Valenciana (Spain). Research results and policy implications. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.
- Gómez, A., Nearing, M.A. 2005. Runoff and sediment losses from rough and smooth soil surfaces in a laboratory experiment. *Catena* 59: 253-266.
- González-Ubierna, S., Jorge-Mardomingo, I., Carrero-González, B., De la Cruz, M.T., Carserreiro, M.A. 2012. Soil organic matter evolution after the application of high doses of organic amendments in a Mediterranean calcareous soil. *Soils and Sediments* 12: 1257-1268.
- Grossnickle, S.C. 2000. *Ecophysiology of northern spruce species. The performance of planted seedlings.* NCR Research Press. Ottawa, Notario, Canada. 409 pp.
- Guang-Ming, L., Jing-Song, Y., Rong-Jiang, Y. 2006. Electrical conductivity in soil extracts: chemical factors and their intensity. *Pedosphere* 16: 100-107.
- Guerrero, C. 2003. *Uso de diferentes residuos orgánicos en la restauración de suelos forestales quemados.* Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Experimentales. Universidad Miguel Hernández. España.
- Guerrero, C., Gómez, I., Mataix Solera, J., Moral, R., Mataix Beneyto, J., Hernández, M.T., 2000. Effect of solid waste compost on microbiological and

- physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biology and Fertility of Soils* 32: 410-414.
- Guerrero, C., Gómez, I., Mataix, J., Díaz-Crespo, C., Moral, R. 1997. Aplicación de un compost de residuos sólidos urbanos a un suelo forestal quemado: evolución de la conductividad eléctrica, sulfatos y cloruros. *Edafología* 3: 109-116.
- Guerrero, C., Gómez, I., Mataix-Solera, J. 2007. El uso de enmiendas en la restauración de suelos quemados. Mataix-Solera, J. (Eds.). *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. CEMACAM, Font Roja-Alcoi. Alicante. España.
- Guerrero, C., Gómez, I., Moral, R., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J., Hernández, T. 2001. Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery. *Bioresource Technology* 76: 221-227.
- Guidi, G., Pagliai, M., Giachetti, M. 1983. Modifications of some physical and chemical soil properties following sludge and compost applications. The influence of sewage sludge on physical and biological properties of soils. Catroux, P., L'hermite y E. Suess, eds. 122-130. Dordrasht, Holanda.
- Giusquiani, P.L., Pagliai, M., Gigliotti, G., Businelli, D., Benetti, A. 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *Journal of Environmental Quality* 24: 175-182.
- Harada, Y., Inoko, A. 1980. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Science and Plant Nutrition* 26: 127-134.
- Hasse, D.L. y Rose, R. 1993. Soil moisture stress induces transplant shock in stored and unstored 2 + 0 Douglas-Fir seedlings of varying root volumes. *Forest Science*, 39: 275-294.
- Hemmat, A., Aghilinategh, N., Sadeghi, M. 2010. Shear strength of repacked remoulded samples of a calcareous soil as affected by long-term incorporation of three organic manures in central Iran. *Biosystems Engineering* 107: 251-261.
- Heras, J., Manas, P., Labrador, J. 2005. Effects of several applications of digested sewage sludge on soil and plants. *J. Environ. Sci. Health A. Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 40: 437-451.

- Hernandez-Apaolaza, L., Gascó, J.M., Guerrero, F. 2000. Initial organic matter transformation of soil amended with composted sewage sludge. *Biol. Fertil. Soils* 32: 421-426.
- Hernando, S., Lobo, M.C., Polo, A. 1989. Effect of the application of a municipal refuse compost on the physical and chemical properties of a soil. *The Science of Total Environment* 81/82: 589-596.
- Hewlett, J.D. 1961. Watershed management. En: Report for 1961 South Eastern Forest Experiment Station, US Forest Service, Ashville, N.C.
- Hewlett, J.D., Hibbert, A.R. 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. En: Sopper, W.E., Lull, H.W. (Eds.). *Forest Hydrology*, Pergamon, 275-290.
- Hillel, D. 1984. *L'eau et le sol. Principes et processus physiques*. Cabay. 288 pp.
- Holsten, A., Vetter, T., Vohland, K., Krysanova, V. 2009. Impact of climate change on soil moisture dynamics in Brandenburg with focus on a nature conservation areas. *Ecological Modelling* 17: 2076-2087.
- Hortenstine, C.C., Rothwell, D.F. 1973. Pelletized municipal refuse compost as a soil amendment and nutrients source for sorghum. *Journal of Environmental Quality* 2: 343-345.
- Horton, R.E. 1933. The role of infiltration in the hydrological cycle. *Transactions American Geophysical Union* 14: 446-460.
- House, M.G. 1991. Select Committee Enquiry into Land Conservation, Legislative Assembly, Perth, Western Australia.
- Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J.F., Ruiz-Sinoga, J.D. 2014. Impact of organic amendments on forest soil properties under mediterranean climatic conditions. *Land Degradation and Development*. In Press. DOI : 10.1002/ldr.2296
- Imeson, A.C., Bergkamp, G., Cammermaat, J.H. 1995. Scaling up from the plot to the watershed: a dynamic system strategy. GCTE Workshop of Soil Erosion and Climate Change.
- Imeson, A.C., Lavee, H. 1998. Soil erosion and climate change: the transect approach and the influence of the scale. *Geomorphology* 23: 319-337.

- Imeson, A.C., Verstraten, J.M. 1989. The microaggregation and erodibility of some semi-arid and Mediterranean soils. En: Yair, A., Berkowicz, S. Arid and Semi-arid Environments – Geomorphological and Pedological Aspects, (eds). Catena Supplements 14(1–2). Catena Verlag: Cremlingen; 11–24.
- Esteves, M., Faucher, X., Galle, S., Vaiclin, M. 2002. Overland flow and infiltration modeling for small plots during unsteady rain: numerical results versus observed values. *Journal of Hydrology* 228: 265-282.
- Imeson, A.C., Vis, M. 1982. Factors influencing the aggregate stability of soils in natural and semi-natural ecosystems at different altitudes in the Central Cordillera of Colombia. *Zeitschrift Für Geomorphologie N.F. Suppl. Bd. 44*: 94–105.
- Ingelmo, F., Cuadrado, S., Ibáñez, A., Hernández, J. 1994. Hydric properties of some Spanish soils in relation to their fragment content: implication for runoff and vegetation. *Catena* 23: 73-85.
- IPCC. 2007. *Climate change 2007: the physical science basis, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt, K.B., Tignor, M. (Eds.). Cambridge University Press: Cambridge.
- Janeau, J.L., Bricquet, J.P., Planchon, O., Valentin, C. 2003. Soil crusting and infiltration on steep slopes in northern Thailand. *European Journal of Soil Science* 54: 543-553.
- Jordán, A., Zavala, L.M., González, F.A., Bárcenas-Moreno, G., Mataix-Solera, J. 2010a. Repelencia al agua en suelos afectados por incendios: métodos sencillos de determinación e interpretación. En: Cerdá, A., Jordán, A. (Eds.). *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*, pp 147-183. Cátedra de Divulgación de la Ciencia. Universitat de Valencia. FUEGORED 2010.
- Jordán, A., Zavala, L.M., Gil, J. 2010b. Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. *Catena* 81: 77-85.
- Jordana, R. 1896. *Estadística de las siembras y plantaciones verificadas en montes públicos y cabeceras de cuencas hidrológicas desde la publicación de la ley de 11 de julio de 1877 hasta el año forestal de 1894-95*. Ministerio de Fomento. Imprenta R. Rojas. Madrid.
- Jordano, P., Zamorra, R., Marañón, T., Arroyo, J. 2002. Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos. *Ecosistemas* 2002/1. <http://www.aeet.org/ecosistemas/021/revisonesb2.htm>.

- Kirkby, M.J. 1987. Modelling some influences of soil erosion, landslides and valley gradient drainage density and hollow development. *Catena Supplement* 10: 1-14.
- Kirkby, M.J. 2001. Modelling the interactions between soil surface properties and water erosion. *Catena* 46: 89-102.
- Kirkby, M.J., Braeken, L. y Reaney, S. 2002. The influence of land use, soils and topography on the delivery of hillslope runoff to channels in SE Spain. *Earth Surface Processes and Landforms* 27: 1459-1473.
- Kosmas, C., Danalatos, N.G., Gerontidis, S. 2000. The effect of land parameters on vegetation performance and degree of erosion under Mediterranean conditions. *Catena* 40: 3-17.
- Kosmas, C., Danalatos, N.G., López-Bermúdez, F., Romero-Díaz, M.A. 2002. The effect on land use on soil erosion and land degradation under Mediterranean conditions. Geeson, N.A., Brandt, C.T., Thornes, J.B. (Eds.) *Mediterranean desertification: A mosaic of processes and responses*. Wiley & Sons. 57-50 pp.
- Kutilek, M. y Nielsen, D.R. 1994. *Soil Hydrology*. GeoEcology, Catena Verlag. 376 pp.
- Lal, R. 1997. Residues management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. *Soil and Tillage Research* 43: 87-107.
- Larchevêque, M., Baldy, V., Korboulewsky, N. Ormeño, E., Fernandez, C. 2005a. Compost effect on bacterial and fungal colonization of kermes oak leaf litter in a terrestrial Mediterranean ecosystem, *Applied Soil Ecology* 30: 79-89.
- Larchevêque, M., Montès, N., Balde, V., Dupouyet, S. 2005b. Vegetation dynamics after compost amendment in a Mediterranean post-fire ecosystem. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110: 241-248.
- Larney, F.J. y Angers, D.A. 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Journal of Soil Science* 92: 19-38.
- Larney, F. J. y Pan, W. L. 2006. Organic waste to resource: recycling nutrients. *Can. J. Soil Sci.* 86: 585-586.
- Latron, J., Gallart, F. 1995. Hydrological response of two nested small Mediterranean basins presenting various degradation status. *Physic and Chemistry of the Earth* 20: 369-374.
- Lavee, H., Sarah P., Imeson, A.C. 1996. Aggregate stability dynamics as affected by soil temperature and moisture regimes. *Geografiska Annaler* 78: 73-82.

- Lavee, H., Imeson, A.C., Sarah, P. 1998. The impact of climate change on geomorphology and desertification along a Mediterranean arid transect. *Land Degradation and Development* 9: 407-422.
- Lavee, H., Imeson, A.C., Pariente, S., Benyamini, Y. 1991. The response of soils to simulated rainfall along a climatological gradient in an arid and semi-arid region, *Catena Supplement* 19: 19-37.
- Lax, A., García-Orenes, F. 1993. Carbohydrates of municipal solid wastes as aggregation factor of soils. *Soil Technology* 6: 157-162.
- Legout, C., Leguédou, S., Le Bissonnais, Y., Malam Issa, O. 2005. Splash distance and size distributions for various soils. *Geoderma* 124: 294-311.
- Le Honeuéro, H.N. 2000. Restoration and rehabilitation of Arid and Semiarid Mediterranean ecosystems in North Africa and West Asia. A review. *Arid Soil Research Rehabilitation* 14: 3-14.
- Li, X., Li, Z., Ding, Y., Liu, S., Zhao, Z., Luo, L., Pang, H., Li, C., Li, H., You, X., Wang, F. 2007. Seasonal variations of PH and electrical conductivity in a snow-firn pack on Glacier No, 1, eastern Tianshan, China. *Cold. Regs. Sci. Technol.* 48: 55-63.
- Lindeman, W.C., Cardenas, M. 1984. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformation of sludge-amended soil. *Soil Science Society of America Journal* 48: 1072-1077.
- López-Bermúdez, F y Albaladejo, J. 1990. Factores ambientales en la degradación de suelo. López-Bermudez, F. y Albaladejo, J. (Eds.) *Desertificación y uso del suelo en la Cuenca Mediterránea*. Paralelo 37, 16: 211-218.
- López-Bermúdez, F., García-Ruiz, J.M., Romero-Díaz, M.A. Ruiz-Flaño, P., Martínez-Fernández, J. y Lasanta, T. 1993. *Geoforma Ediciones* (Eds.). Medidas de flujos de agua y sedimentos en parcelas experimentales. Cuadernos técnicos de la SEG, nº6. 38 pp.
- López-Bermúdez, F., Romero-Díaz, A., Martínez-Fernández, J. 1998. Vegetation and soil erosion under a semiarid Mediterranean climate: a case study from Murcia (Spain). *Geomorphology* 24: 51-58.
- López-Bermúdez, F., Rubio-Recio, J., Cuadrat, M.J. 1992. *Geografía Física*. Catedra. 594 pp.
- Lopez Cardenas, F. 1998. Restauración hidrológico forestal de cuencas y control de la erosión. Tragsa. Tragsatec. Ministerio de Medio Ambiente. Ediciones Mundi Prensa. Madrid.

- Macci, C., Doni, S., Peruzzi, E., Masciandaro, G., Mennone, C., Ceccanti, B. 2012. Almond tree and organic fertilization for soil quality improvement in southern Italy. *Journal of Environmental Management* 95 : 215-222.
- Madejón, E., Moreno, F., Murillo, J.M., Pelegrín, F. 2007. Soil biochemical response to long-term conservation tillage under semi-arid Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research* 94: 346-352.
- Maestre, F.T. 2002a. La restauración de la cubierta vegetal en zonas semiáridas en función del patrón espacial de factores bióticos y abióticos. Tesis doctoral. Departamento de Ecología. Universidad de Alicante.
- Maestre, F.T., Cortina, J. 2002b. Spatial patterns of surface soil properties and vegetation in a Mediterranean semi-arid steppe. *Plant and Soil* 241: 279–291.
- Maestre, F.T., Cortina, J., Bautista, S., Bellot, J., Vallejo, V.R. 2003. Small-scale environmental heterogeneity and spatial-temporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem. *Ecosystems* 6: 630-643.
- Maestre, F.T., Huesca, M., Zaady, E., Bautista, S., Cortina, J. 2002c. Infiltration, penetration resistance and microphytic crust composition in contrasted microsites within a Mediterranean semi-arid steppe. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 895–898.
- Maheras, P. 1988. Changes in precipitation conditions in the western Mediterranean over the last Century. *Journal of Climatology* 8: 179-189.
- Mansanet, C. 1982. Contribución al estudio de la evolución de la vegetación tras el incendio forestal en algunas comarcas de la provincia de Alicante. Estudio de los incendios en esta provincia. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Valencia.
- Mansanet, C. 1987. Incendios forestales en Alicante. Estudio de la evolución de la vegetación quemada. Caja de Ahorros Provincial de Alicante. Obras Sociales. 188 pp.
- Margolis, H.A. y Brand, D.G. 1990. An ecophysiological basis for understanding plantation establishment. *Ca-nadian Journal of Forest Research* 20: 375-390.
- Martínez-Fernández, J. 1996. Variabilidad espacial de las propiedades físicas e hídricas de los suelos en medio semiárido mediterráneo. Universidad de Murcia, Murcia, 191 pp.
- Martínez-Fernández, J. y López-Bermúdez, F. 1996. Métodos para el estudio de las propiedades hídricas de suelos y formaciones superficiales. Geoforma Ediciones,

Cuadernos técnicos de la SEG, nº9. 30 pp.

- Martínez-Murillo, J.F. 2005. Variabilidad espacio temporal del sistema eco-geomorfológico mediterráneo en un ambiente ecotono semiárido/subhúmedo de los montes de Málaga. Implicaciones hidrológicas y erosivas. Tesis doctoral. Departamento de Geografía. Universidad de Málaga.
- Mataix-Solera, J. 1999. Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante.
- Mataix-Solera, J., Moltó, A., Guerrero, C., Navarro-Pedreño, J., Moral, R., Gómez, I. 2001. Aplicación de un compost de lodo a un suelo forestal quemado. Efecto en los contenidos de N, P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn y B en *Brachypodium phoenicoides*. Libro de Actas del III Congreso Forestal Español.
- Mays, D.A., Terman, G.L., Duggan, J.C. 1973. Municipal compost: Effect on crop yields and soil properties. *Journal of Environmental Quality* 2: 89-92.
- Mbagwu, J.S.C. 1989. Effects of organic amendments on some physical properties of a tropical ultisol. *Biological Wastes* 28:1-13.
- Méndez, A., Gomez, A., Paz-Ferreiro, J., Gascó, G. 2012. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. *Chemosphere* 89: 1354-1359.
- Meyer, V.F., Redente, E.F., Barbarick, K.A., Brobst, R. 2001. Biosolids applications affect runoff water quality following forest fire. *Journal of Environmental Quality* 30: 1528-1532.
- Meyer, V.F., Redente, E.F., Barbarick, K.A., Brobst, R., Paschke, M.W., Miller, A.L. 2004. Plant and soil responses to biosolid application following forest fire. *Journal of Environmental Quality* 33: 873-881.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2002a. Plan Forestal Español. Documento de debate. http://www.mma.es/conserv_nat/planes/planifor/pfeindex.html.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2002b. Plan Forestal Español. Documento de debate. Anexos. http://www.mma.es/conserv_nat/planes/planifor/pfeindex.html.
- Mintegui-Aguirre, J.A., López-Unzu, F. 1990. La ordenación agrohidrológica en la planificación. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, 306 pp.
- Morgan, R.P.C. 1995. Soil Erosion and Conservation. Morgan, R.P.C. (Eds.). Long-man, Essex, England.

- Moore, D.C., Singer, M.J. 1990. Crust formation effects on erosion processes. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1117-1123.
- Morugán-Coronado, A., García-Orenes, F., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J. 2011. Short-term effects of treated wastewater irrigation on Mediterranean calcareous soil. *Soil and Tillage Res* 112: 18–26.
- Mulumba, L.N. y Lal, R. 2008. Mulching effects on selected soil physical properties. *Soil and Tillage Research* 98: 106-111.
- Navar, J., Bryan, R. 1990. Interception loss and rainfall redistribution by three semi-arid growing shrubs in Northeastern Mexico. *Journal of Hydrology* 115: 51–63.
- Navarro, R. M. y Palacios, G. 2004. Efecto de la calidad de planta, el procedimiento de preparación y la fecha de plantación en la supervivencia de una repoblación de *Pinus pinea* L. *Cuadernos de la SECF*, 17, 199-204.
- Ndiaye, B., Esteves, M., Vandervaere, J.P., Lapetite, J.M., Vauclin, M. 2005. Effect of rainfall and tillage direction on the evolution of surface crusts, soil hydraulic properties and runoff generation for a sandy loam soil. *Journal of Hydrology* 307: 294-311.
- Nicolau, J.M., Solé, A., Pugidefábrgas, J., Gutiérrez, L. 1996. Effects of soil and vegetation on runoff along a catena in semi-arid Spain. *Geomorphology* 14: 297-309.
- Nogales, R., Ortega, E., Gallardo-Lara, F. 1984. Influencia de la aplicación de un compost de basura urbana sobre la porosidad de un suelo. *Agrochimica* 28: 192-201.
- Nogales, R., Ortega, E., Gallardo-Lara, F., Delgado, M. 1986. Effects of town refuse compost and nitrogen supplemented with different mineral fertilizers on the porosity of a spanish topsoil. *Intern. Agrophysics*. 2: 333-339.
- Nykvist, N. 1983. Soil erosion. *The scientific Magazine of Swedish Forestry Association*. N° 1/83. 48 pp.
- Oades, J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil* 76: 319-337.
- Odera, J. 1996. L'etat de dégradation actuel des écosystèmes fragiles dans les zones sèches et le role de la foresterie dans la restauration, Note de Secretarie N°1. Reunion Internationale d'experts sur la restauration des écosystèmes forestiers dégradés. Portuguese Ministry of Agriculture. UNP/UNSO. IPF.CCD & RIOD. Lisboa, Portugal.

- Onstad, C.A. 1984. Depresional storage on tilled soil surfaces. Transactions of the ASAE 27: 729-732.
- Ortega, E., Gallardo-Lara, F., Nogales, R. 1985. Repercusión de un compost de basura urbana sobre la disponibilidad de P, Na, K, Ca y Mg en suelos. Ars Pharmaceutica 26: 89-99.
- Pagliai, M., Guidi, G., La Marca, M., Giachetti, M., Lucamante, G. 1981a. Effects of sewage sludges and compost on soil porosity and aggregation. Journal of Environmental Quality 10:556-561.
- Pagliai, M., Guidi, G., LaMarca, M., Giachetti, M., Lucamante, G. 1981b. Effect of sewage sludges and composts on soil porosity and aggregation. Journal of Environmental Quality 10: 556-561.
- Panti., J. D. y Mandaris, T. A. 1992. The effects of grazing and fire on degradation processes of Mediterranean ecosystems. Isr. J. Bot. 41: 233-242.
- Pascual, J.A., García, C., Hernández, T. 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. Bioresource Technology 68: 255-264.
- Pemán, J., Navarro, R. 1998. Repoblaciones forestales. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Lérida. Lérida.
- Pérez-Lomas, A.L., Delgado, G., Párraga, J., Delgado, R., Almendros, G., Aranda, V. 2010. Evolution of organic matter fractions after application of co-compost of sewage sludge with pruning waste to four Mediterranean agricultural soils. A soil microcosm experiment. Waste Manag. 30: 1957-1965.
- Pérez Trejo, F. 1994. Desertification and Land degradation in the European Mediterranean. European Commission. DG XVII. Brussels. Belgium.
- Poesen, J., Ingelmo, F. 1992. Runoff and sediment yield from topsoils with different porosity as affected by rock fragments. Catena 19: 451-474.
- Poesen, J., Lavee, H. 1994. Rock fragments in topsoils: significance and processes. Catena 23: 1-28.
- Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C. 1999. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa. 849 pp.
- Puigdefábreas, J. 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. Earth Surface Processes and Landforms 30: 133-137.

- Puigdefábregas, J., Mendizábal, T. 1998b. Perspectives on desertification: Western Mediterranean. *Journal of Arid Environments* 39: 209-224.
- Puigdefábregas, J., Del Barrio, G., Boer, M.M., Gutiérrez, L., Solé, A. 1998a. Differential responses of hillslope and channel elements to rainfall events in a semiarid area. *Geomorphology* 23: 337-351.
- Puigdefábregas, J., Sánchez, C. 1996a. Vegetación dispersa y flujo de vertiente en medio semiárido. En: Grandal, A. Pagés, J. (Eds.). *Actas de la IV Reunión de Geomorfología de la Sociedad Española de Geomorfología, Cuadernos de Laboratorio Xeoloxio de Laxe* 21: 375-392 pp.
- Puigdefábregas, J., Sánchez, G. 1996b. Geomorphological implications of vegetation patchiness on semi-arid slopes. En: Anderson, M.G., Brooks, S. (Eds.). *Advances in Hillslope Processes. Vol. 2. Wiley.* 1027-1060 pp.
- Puigdefábregas, J., Solé, A., Gutiérrez, L., Del Barrio, G. y Boer, M. 1999. Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: results from the Rambla Honda field site in Southeast Spain. *Earth-Science Reviews*, 48: 39-70.
- Querejeta, J., Roldán, A., Albaladejo, J., Castillo, V. 2001. Soil water availability improved by site preparation in a *Pinus halepensis* afforestation under semiarid climate. *Forest Ecology and Management* 149: 115-128.
- Reid, J.B., Goss, M.J. 1981. Effect of living roots of different plant species on the aggregate stability of two arable soils. *Journal of Soil Science* 32: 521-541.
- Rey Benayas, L.M. 1998. Drought and survival *Quercus ilex L.* seedlings after irrigation and artificial shading on Mediterranean set-aside agricultural land. *Annales des Sciences Forèstieres* 55: 801-807.
- Rey Benayas, L.M., Camacho Cruz, A. 2004. Reforestación con Quecineas de tierras agrícolas abandonadas en ambientes mediterráneos. *Acta de la III Reunión sobre las Repoblaciones Forestales. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 17: 227-231.
- Rodríguez, F., Guerrero, C., Moral, R., Ayguadé, H., Mataix-Beneyto, J. 2005. Effects of composted and non-composted solid phase of pig slurry on N, P, and K contents in two Mediterranean soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36: 635-647.
- Rojo, L. 2000. Enne, G., Zanolla, Ch., Peter, D. (Eds.). *Managing desertification in a national context. Desertification in Europe: mitigation strategies, land use planning.* Officine for Official Publications of the European Communities. Luoxembourg.

- Roldán, A., Albadalejo, J., Thornes, J.B. 1996. Aggregate stability changes in a semiarid soil after treatment with different organic amendments. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10:139-148.
- Ros, M., Pascual, J.A., García, C., Hernández, T., Insam, H. 2006. Hydrolase activities, microbial biomass and bacterial community in a soil after long-term amendment with different composts. *Soil Biology and Biochemistry* 12: 3443-3452.
- Ruiz-Sinoga, J.D. 2000. Influencia del matorral en la dinámica de los suelos de la montaña mediterránea. III Congreso Forestal Español. Montes para la sociedad de un nuevo milenio I: 165-173.
- Ruiz-Sinoga, J.D., Gabarrón-Galeote, M.A., Martínez-Murillo, J.F., García-Marín, R. 2011. Vegetation strategies for soil water consumption along a pluviometric gradient in southern Spain. *Catena* 84: 12-20.
- Sánchez, G. 1995. Arquitectura y dinámica de las matas de esparto (*Stipa tenacissima* L.), efectos en el medio e interacciones con la erosión. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. 119 pp.
- Schlesinger, W.H. 1996. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology* 77: 364–374.
- Seeger, M., Errea, M.P., Beguería, S., Arnáez, J., Martí, C., García-Ruiz, J.M. 2004. Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factors for discharge/suspended sediment hysteretic loops in a small headwater catchments in the Spanish Pyrenees. *Journal of Hydrology* 288: 299-311.
- Senesi, N. 1989. Composted materials as organic fertilizers. *The Science of the Total Environment* 81/82: 521-542.
- Serna, M.D., Pomares, F. 1992. Nitrogen mineralization of sludge-amended soils. *Bioresource Technology* 39: 285-290.
- Serrada, R. 1997. Serrada, R. (Coord). Actas de la reunión de Madrid sobre las causas de las marras. Cuadernos de la Sociedad Española de las Ciencias Forestales Nº 4. Sociedad Española de las Ciencias Forestales. Madrid. Spain.
- Serrada, R. 2000. Apuntes de Repoblaciones Forestales. Fundación Conde Valle de Salazar. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Madrid.
- Serrada Hierro, R., Navarro Cerrillo, R.M., Pemán García, J. 2005. La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la selvicultura y la ecofisiología. *Investigación Agraria: Sistema Recurso Forestal* 14: 462-481.

- Srinivasarao, C.H., Venkateswarlu, B., Lal, R., Singh, A.K., Kundu, S., Vittal, K.P.R., Patel, J.J., Patel, M.M. 2013. Long-term manuring and fertilizer effects on depletion of soil organic carbon stocks under pearl millet-cluster bean-castor rotation in Western India. *Land. Degrad. Dev.* 25: 173-183.
- Smarna, M.L., Gander, G.A. y Hunt, C.G. 1980. Spatial variability of infiltration in a watershed. *Journal of Hydrology*, 45: 101-122.
- 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 (6): 654-677.
- Solé-Benet, A., Calvo, A., Cerdà, A., Lazaro, R., Pini, R., Barbero, J. 1997. Influences of micro-relief patterns and plant cover on runoff related processes in badlands from Tabernas (SE Spain). *Catena* 31: 23-28.
- Sort, X., Alcañiz, J.M., 1999. Modification of soil porosity after application of sewage sludge. *Soil and Tillage Research* 49 (4): 337-345.
- South, D.B. 2000. Planting morphologically improved pine seedlings to increase survival and growth. *Forestry and Wildlife Research Series N.º 1*. Alabama Agricultural Experiment Station. Auburn University, Alabama. 12pp.
- Stevenson, F.J. 1985. *Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur, micronutrients*. John Wiley & Sons, New York. 380 pp.
- Taboada, M.M., Paz, A. 1999. Relación entre la facies de la superficie de suelos agrícolas y la formación de escorrentía en la zona del Complejo de Órdenes. En: Paz, A., Taboada, M.T. (Eds.). *Avances sobre el estudio de la erosión hídrica*, I Congreso Nacional sobre Erosión Hídrica. 43-67 pp.
- Tejada, M. y Gonzalez, J.L. 2003. Effects of the application of a compost originating from crushed cotton gin residues on wheat yield under dryland conditions. *European Journal of Agronomy* 19: 357-368.
- Tejada, M., Gonzalez, J.L. 2006. The relationships between erodibility and erosion in a soil treated with two organic amendments. *Soil Tillage Research* 31 (1-2): 186-198.
- Tester, C.F., Sikora, L.J., Taylor, J.M., Parr, J.F. 1977. Decomposition of sewage sludge compost in soil: I. Carbon and nitrogen transformations. *Journal of Environmental Quality* 6: 459-463.
- Thornes, J.B. 1985. The ecology of erosion, *Geography* 222-235 pp.

- Thornes, J.B. 1990. The interaction of erosional and vegetation dynamics in land degradation: spatial outcomes. En Thornes, J.B. (Ed). *Vegetation and Erosion*, Wiley, New York. 41-54 pp.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141-163.
- Tomaselli, R. 1981. The longitudinal zoning of vegetation in southern sector of the Andes. *Studi Trentini di Scienze Naturali. Acta Biologica* 58: 471-486.
- Tricker, A.S. 1981. Spatial and temporal patterns of infiltration. *Journal of Hydrology*, 49: 261-277.
- United Nation Statistical Commision. 1992. *The environment in Europe and North America: annotated statistics*. United Nations, New York, 421 pp.
- Valentin, C. 1994. Surface sealing as affected by various rock fragment covers in West Africa. *Catena*, 23: 87-97.
- Valentin, C., d'Herbes, J.M., Poesen, J. 1999. Soil and water components of banded vegetation patterns. *Catena* 37: 1-24.
- Valladares, F., Pugnaire, F.I. 1999. Tradeoffs between irradiance capture and avoidance in semi-arid environments assessed with a crown architecture model. *Ann. Bot.* 83: 456-469.
- Vallejo, V.R., Bautista, S., Cortina, J. 2000. Trabaud, L. (Eds.) *Restoration for soil protection after disturbance. Life and Ecosystem in the Mediterranean*. WIT Press. Southampton. Reino Unido.
- Van Wesemael, B. Poesen, J., Kosmas, C.S., Danalatos, N.G., Nachtergaele, J. 1996. Evaporation from cultivated soils containing rock fragments. *Journal of Hydrology* 182: 65-82.
- Van Wesemael, B., Poesen, J., Kosmas, C., Danalatos, N.G., Nachtergaele, J. 2002. The impact of rock fragments on soil degradation and water conservation. En: Geeson, N.A., Brandt, C.T., Thornes, J.B. (Eds). *Mediterranean desertification: A mosaic of processes and responses*. Wiley & Sons. 31-145 pp.
- Vázquez, F.J., Petrikova, V., Villar, M.C., Carballas, T. 1996. Use of poultry manure and plant cultivation for the reclamation of burnt soils. *Biology and Fertility of Soils* 22: 265-271.

- Villar, M.C., González-Prieto, S.J., Carballas, T. 1998. Evaluation of three organic wastes for reclaiming burnt soils: Improvement in the recovery of vegetation cover and soil fertility in pot experiments. *Biology and Fertility of Soils* 26: 122-129.
- Wainwright, J., Parsons, A.J., Schlesinger, W.H., Abrahams, A.D. 2002. Hydrology-vegetation interactions in areas of discontinuous flow on a semi-arid bajada, Southern New Mexico. *Journal of Arid Environments* 51: 319-338.
- Ward, R.C., Robinson, M. 2000. *Principles of Hydrology*. 4th edition, McGraw-Hill, 450 pp.
- Weyman, R.D. 1975. *Runoff processes and streamflow modeling. Theory and Practice in Geography*. Oxford University Press. 54 pp.
- Whipkerky, R.Z. y Kirkby, M.J. 1978. Flow within the soil. Kirkby, M.J. y Morgan, R.P.C (Eds.). *Soil Erosion*. Wiley & Sons. 121-145 pp.
- Whisenant, S.G. 1995. West, N.E. (Eds.). *Initiating autogenic restoration on degraded arid lands. Rangelands in a sustainable biosphere*. SRM Publisher. Utah. Estados Unidos. 597-598 pp.
- Whisenant, S.G. 1999. *Repairing Damage Windlands*. Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido.
- Yair, A., Enzel, Y. 1987. The relationship between annual rainfall and sediment yield in arid and semiarid areas. The case of the northern Negev. *Catena, Supplement* 10: 121-135.
- Yair, A., Klein, Y. 1973. The influence of surface properties on flow and erosion processes on debris covered slopes in an arid area. *Catena* 1: 1-14.
- Yair, A., Lavee, H. 1974. Areal contribution to runoff on scree slopes in an extreme arid environment. A simulated rainfall experiment. *Zeitschrift für Geomorphologie N.F. Supplement* 21: 106-121.
- Yair, A., Lavee, H. 1976. Runoff generative process and runoff yield from arid talus mantled slopes. *Earth Surface Processes* 1: 235-247
- Yair, A., Lavee, H. 1985. Runoff generation in arid and semi-arid zones. *Hydrological Forecasting* 133: 433-446.
- Yilmaz, E., Alagöz, Z. 2010. Effects of short-term amendments of farmyard manure on some soil properties in the Mediterranean region – Turkey. *International journal of food, agriculture and environment* 8: 859-862.

- York, C.A. 1993. A questionnaire survey of dry patch on golf courses in the United Kingdom. *Journal of Sports Turf Research* 68: 7-19.
- Yu, J., Lei, T., Shainberg, I., Mamedov, A.I., Levy, G.J., 2003. Infiltration and erosion in soils treated with dry PAM and gypsum. *Soil Science Society of America Journal* 67 (2): 630–636.
- Zamorra, R. 2002. La restauración ecológica: una asignatura pendiente. *Ecosistemas* 2002/1. <http://www.aeet.org/ecosistemas/021/opinion4.htm>.
- Zamorra, R., Castro, J., Gomez, J.M, Hódar, J.A, García, D. 1999. Acerca de la singularidad de los ecosistemas mediterráneos. *Ecosistemas* 8: 18-22.
- Zamorra, R., Castro, J., Gómez, J.M., García, D., Hódar, J.A., Gómez, L., Baraza, E. 2001. Papel de los matorrales en la regeneración forestal en ambientes mediterráneos: aplicaciones para la restauración. *Quercus* 187: 40-47.

CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDIO



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDIO

Esta tesis doctoral ha tenido por objeto de estudio un área experimental situada en el paraje El Pinarillo, localizado dentro de los límites del Parque Natural Sierra Tejeda, Almijara y Alhama, en la provincia de Málaga, como se detalla en el mapa de localización (Fig. 2.1). A continuación, se hace una descripción general del contexto geográfico en el que se enmarca la zona, así como de su entorno inmediato.

1. CONTEXTO GEOGRÁFICO DEL ÁREA EXPERIMENTAL EL PINARILLO

Las Sierras de Tejeda, Almijara y Alhama conforman un Espacio Natural Protegido que engloba el sector más oriental de la provincia de Málaga y la parte suroriental de la provincia de Granada (Fig. 2.1). Este espacio, que abarca una superficie de 40.624 hectáreas, está constituido por doce municipios, de los cuales ocho pertenecen a la Axarquía malagueña (Alcaucín, Canillas de Aceituno, Sedella, Salares, Canillas de Albaida, Cómpeta, Frigiliana y Nerja) y cuatro a la provincia de Granada (Otívar, Alhama de Granada, Jayena y Arenas del Rey). La configuración del espacio dentro de la red nacional de Parques Naturales, se realizó a instancia de las entidades municipales mediante el Decreto 191/1999, de 21 de septiembre.

1.1. Relieve

Respecto al relieve, este presenta un claro contraste entre la costa, la montaña mediterránea litoral y el ambiente continental de las depresiones intrabéticas, conformando ámbitos geográficos con características muy diferentes, como veremos a continuación. Todo ello, se ha reflejado en la puesta en valor del territorio y la organización humana del mismo.

1.1.1. Contexto topográfico.

Las Sierras Tejeda y Almijara, constituyen el eje vertebrador del Parque Natural de las Sierras de Tejeda, Almijara y Alhama. Esta línea de cumbres de 40 kilómetros de extensión, con alturas comprendidas entre los 1.500 y los 2.000 metros, abarca todo el

territorio situado entre la depresión granadina y el litoral Mediterráneo (Justicia Segovia, 1988).

La alineación de estas sierras es Sureste-Noroeste, presentando cambios latitudinales abruptos en unos pocos kilómetros. Así buen ejemplo de ello son los 1.800 metros del pico de Navachica, a tan solo 10 kilómetros de la costa y, los 2.065 metros de altitud del pico La Maroma a 17 kilómetros. Las alturas del Parque Natural, se distribuyen de una forma ascendente siguiendo una triple vertiente. Por un lado, la de la cara malagueña de las sierras, orientada al Suroeste. Por el otro, la del sector granadino, con orientación Noreste. Finalmente, en el tramo más meridional del Parque, el contacto de la sierra con mar se produce de una forma casi directa, pudiendo diferenciarse así una tercera sub-vertiente con orientación Sur-Oeste y donde las cotas son siempre inferiores a los 100 m de altitud (P.D.S., 2006).

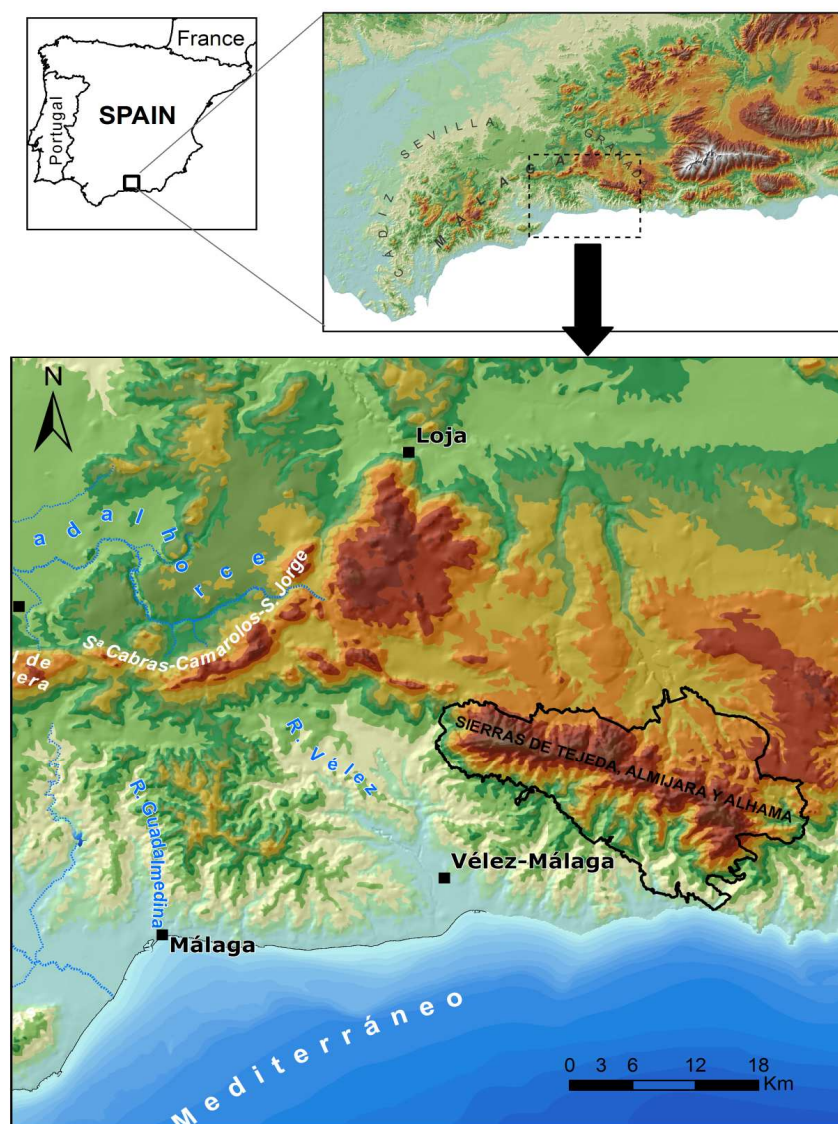


Figura. 2.1. El Parque Natural Sierra Tejada, Aljara y Alhama. Fuente: Elaboración propia.

Respecto a la orografía, el núcleo central serrano presenta pendientes muy escarpadas, alcanzando más del 50% en las cotas más elevadas. A partir de esa línea de ruptura de pendiente, los valores oscilan en un intervalo del 30-50% hasta los sectores con menos de 10%, siempre asociados a los fondos de valle de los ríos que fluyen desde el macizo serrano hacia la costa. Un patrón independiente se asocia a la vertiente Nororiental del Parque, coincidiendo con la cuenca media y baja de los ríos Cacán y Grande. En este sector, que se extiende dirección Norte-Noreste hacia el embalse de los Bermejares, las pendientes se sitúan en intervalos menores al 20% (Justicia Segovia, 1988).

1.1.2. Contexto geológico

Desde el punto de vista geológico, la zona de estudio se enclava en las Cordilleras Béticas. Concretamente, se sitúa en el Complejo Alpujárride de la Zona Interna de estas estribaciones alpinas del sur de la Península Ibérica. El zócalo paleozoico presenta una litología homogénea, constituida por esquistos pardos oscuros o negros, a veces grafitosos, con abundantes lechos delgados de cuarcitas y ocasionalmente algunas capas de mármoles. La cobertera, está constituida por dos formaciones: una inferior de filitas y otra superior de calizas y dolomías marmorizadas (Serrano et al., 2004).

Respecto a la formación de filitas, está pobremente representada en el sector, constituyendo pequeños afloramientos dispersos como los del río Cuevas o la salida oriental de Nerja. Sin embargo, la formación de mármoles constituye la mayor parte de los relieves de las Sierras Tejeda y Almijara, donde además marcan la cota más alta de la provincia de Málaga (La Maroma, 2.065 metros). Andreo et al. (1983) diferenciaron dos tramos independientes dentro del conjunto marmóreo:

1. El tramo inferior constituido por mármoles dolomíticos blancos, más raramente azulados, de aspecto sacaroideo y generalmente muy diaclasados. En relación a la potencia de este tramo, los valores oscilan entre 400-500 metros y corresponden a las transformaciones metamórficas de sedimentos dolomíticos o calcáreos dolomitizados. Respecto al depósito, fue en ambientes marinos someros vinculados al triásico medio (Delgado et al., 1981).
2. El tramo superior está caracterizado por presentar intercalaciones de esquistos y calcoesquistos, altamente estratificados. La potencia máxima estimada oscila entre 300-350 metros. La composición de los mármoles es calcítica y suelen presentarse en colores blanco o azules. Con respecto a la edad de la formación, depósito de los materiales calcáreos originales con episodios de depósitos

detríticos, está atribuido a un ambiente marino de plataforma durante el Triásico superior y el Liásico inferior (Serrano et al., 2004).

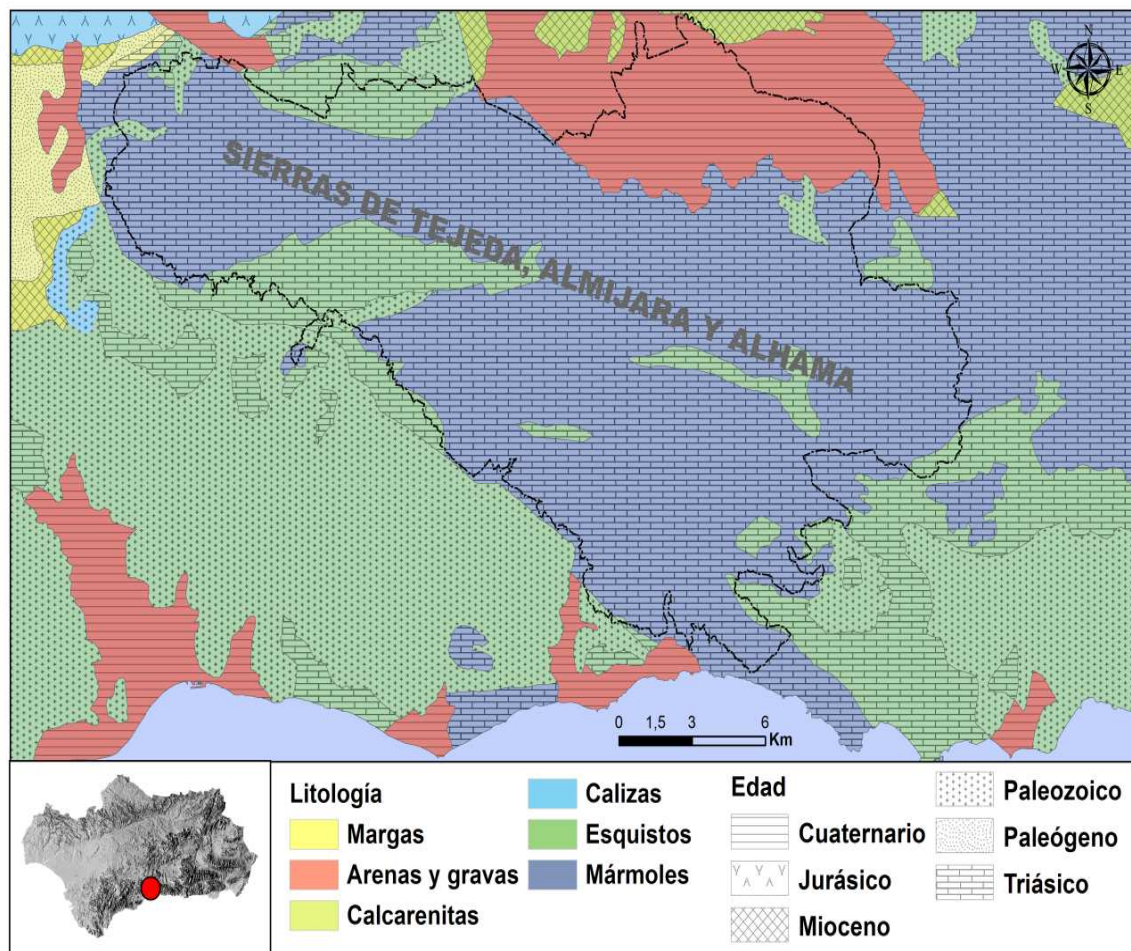


Figura. 2.2. Contexto geológico regional. Fuente: Elaboración propia.

Desde el punto de vista tectónico, en la región que estamos tratando, los materiales alpujárrides se disponen en dos mantos de corrimiento (Fig. 2.2; Fig. 2.3): *el manto de Almijara* y, tectónicamente superpuesto, *el manto de los Guájares*. No obstante, más al este, al sur de Sierra Nevada, aún puede distinguirse una tercera unidad tectónica alpujárride (*el manto de Lujar-Gador*) situado bajo *el manto de Almijara* (Sanz y Galdeano, 1990a).

Las series estratigráficas de ambos mantos son similares, pero difieren bastante en cuanto a la extensión de los afloramientos de las unidades litológicas. El manto de Almijara, compone las sierras de Almijara y Tejeda y sus afloramientos son principalmente marmóreos (Sanz de Galdeano, 1990b). El manto de los Guájares sigue una alineación por el borde suroccidental de las sierras donde están instaladas las

poblaciones de Canillas de Aceituno, Competa, Maro y Frigiliana. Este manto, constituido casi exclusivamente por los esquistos oscuros paleozoicos, además muestra un mayor grado de metamorfismo que sus equivalentes del manto de Almirajara.

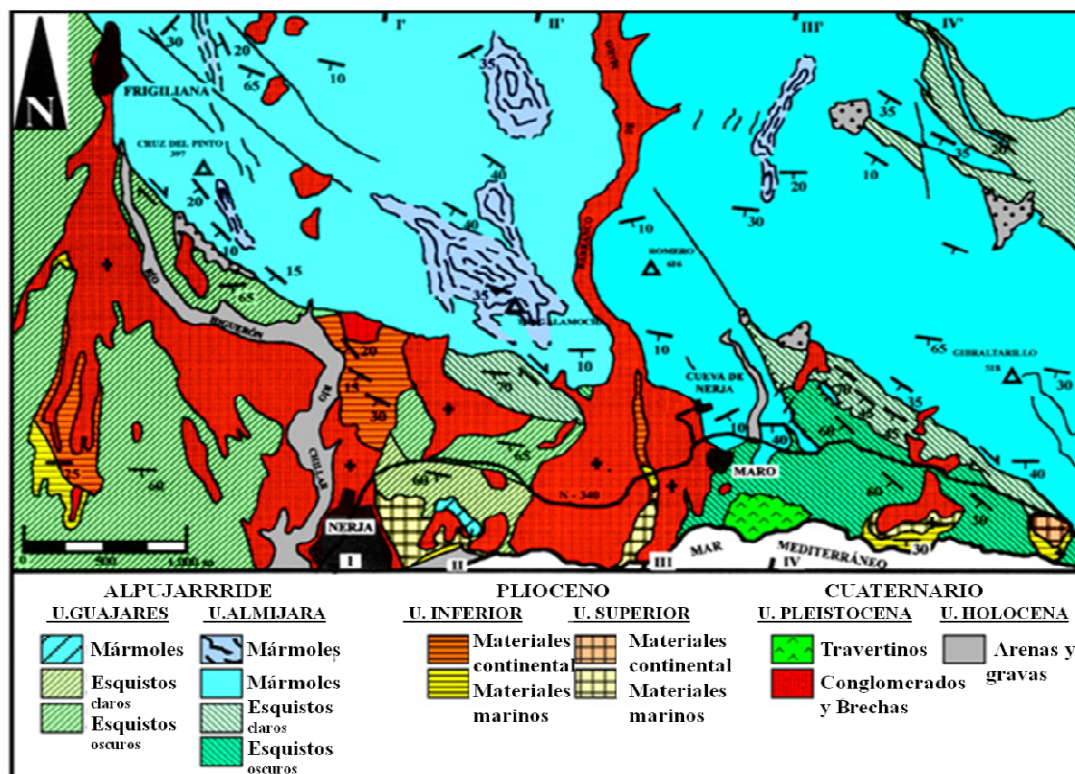


Figura. 2.3. Disposición de los materiales en el dominio Alpujarride para el sector más oriental de la provincia de Málaga Fuente: Modificado de Fundación Cueva de Nerja.

1.2. Clima

Estas sierras ejercen una clara influencia climática dentro del entorno, al actuar como barrera de los vientos marinos. Todo ello da lugar a diferencias térmicas importantes dentro del macizo serrano, que suelen variar en función de la exposición de las laderas y que a su vez, condicionan los aprovechamientos y usos del suelo (Mérida Rodríguez, 1997).

En general, todo el territorio incluido en el Parque Natural de las Sierras Tejeda, Almirajara y Alhama, presenta un clima Mediterráneo. Sin embargo, tal como hemos expuesto anteriormente, cada zona presenta un matiz climático diferente en función de la exposición al sol, la latitud y la distancia al mar. Atendiendo a ello, por tanto, se pueden distinguir tres sub-áreas climáticas (P.D.S., 2006):

-El sector meridional (o Axarquía) y el municipio de Otívar en Granada poseen el clima más cálido y seco del Parque Natural. Concretamente, se localizan en solana y presentan temperaturas suaves con escasa oscilación térmica por su

proximidad al mar Mediterráneo. La temperatura media para este sector ronda en torno a los 19,7°C y la media anual para la precipitación es de 448,5 mm (SAIH, 2014).

-*El sector septentrional* (o Poniente Granadino) presenta un clima más fresco y continental que el anterior al presentar una altitud media entre 800 y 1000 metros. La posición de umbría por la presencia de las sierras Tejeda y Almijara, aísla a esta sub-área de las influencias marinas. La media anual de precipitación para el sector septentrional es de 445,5 mm y la temperatura media alcanza un valor de 14,1 °C (SAIH, 2014).

-*El sector intermedio* coincidente con el macizo montañoso de las Sierras de Tejeda y Almijara, cuyo clima se ve modulado por una posición meridional y proximidad al mar, alcanzando temperaturas medias superiores a las de otras sierras interiores andaluzas. La temperatura media oscila en torno a los 19,8 °C y la media anual para la precipitación es de 677,6 mm (SAIH, 2014).

En relación a las precipitaciones, las sierras actúan como sombra de lluvia a sotavento y estas, se concentran en la vertiente expuesta a las masas húmedas marinas, lo cual se refleja además, en un gradiente de importancia en las precipitaciones dependiente de la altitud (Martínez, 1982; Justicia Segovia, 1988). Así, en las zonas bajas y medias de las sierras se registran valores de precipitación medios más bajos que en las cotas más elevadas. En estas últimas son más comunes las precipitaciones en forma de nieve o helada. De esta manera se distingue, por un lado, el *sector meridional* (Axarquía) que presenta una ordenación de las precipitaciones desde el borde marítimo (dónde son más escasas) a las laderas altas y cimas de las sierras (donde se producen las lluvias más abundantes favorecidas por su posición de barlovento). De otro lado, el *sector septentrional* o Poniente granadino, más seco por su posición de sotavento a las masas húmedas. No obstante, se distinguen dos sub-áreas: (i) la comarca de Alhama con lluvias medias a moderadas y (ii) la sub-área del Temple, con pronunciados rasgos de aridez y situado al norte de Alhama de Granada, donde las lluvias son muy escasas debido al doble obstáculo de la Sierra Gorda de Loja (al Oeste) y las Sierras de Tejeda y Almijara (al Sur), que impiden la penetración de las masas húmedas provenientes del Oeste y del mar (Martínez, 1982).

1.3. Hidrografía e hidrología

El macizo serrano conformado por las Sierras de Tejeda y Almijara articula la red hidrográfica del Parque Natural de las Sierras Tejeda, Almijara y Alhama, funcionando además como divisoria de aguas entre las Demarcaciones para las Cuencas

Hidrográficas Mediterráneas Andaluzas y la Cuenca Hidrográfica del Guadalquivir (P.D.S. 2006).

Los cursos superficiales correspondientes a la *Cuenca del Guadalquivir* presentan perfiles longitudinales poco acusados y, por su mayor longitud, conforman redes de drenaje de mayor desarrollo y más jerarquizadas que las de la vertiente sur, por lo que las sub-cuencas asociadas presentan también mayor superficie. Los cursos de la *Cuenca Sur*, sin embargo, por la mayor cercanía con el nivel de base, presentan perfiles longitudinales de pendiente más marcada y, en muchos casos, se organizan en sub-cuencas simples de acceso directo al mar (Senciales y Ferre, 1997).

En general la red hidrográfica, se caracteriza por mostrar un patrón claramente condicionado por la dirección Noreste-Sureste en la línea de cumbres de las Sierras Tejeda y Almijara (Sanz de Galdeano, 1988). Separados por esta amplia divisoria de aguas, los cursos fluyen en dirección Noreste en la vertiente granadina del Parque Natural, a excepción de la red correspondiente a la cuenca del río Madre, que está condicionada por la dinámica particular del Polje de Zafarraya y, la cuenca del río Verde, que por su posición costera, se orienta de dirección Este-Oeste, para posteriormente cambiar al sur hacia su desembocadura (Castillo et al., 2001). La vertiente malagueña de la sierra condiciona el trazado de los cursos de agua, de los cuales los más septentrionales son recogidos por el curso del río Vélez, mientras que los más meridionales desembocan directamente al mar (Campos y Simancas, 1989).

En general se trata de cauces esporádicos, con una alta dependencia estacional en función de las variaciones en la precipitación. No obstante, la capacidad de almacenamiento hídrico de las sierras sirve de aporte a algunos cursos a través de manantiales. Los arroyos, en general, presentan una fase de estiaje marcada. Las fases de máximo caudal esporádico corresponden con los momentos de crecida, que se ven favorecidos por las altas pendientes y el carácter detrítico de la red, lo que acorta los tiempos de concentración. Estas crecidas están asociadas con los meses de máxima torrencialidad de las precipitaciones, noviembre y diciembre (P.D.S., 2006).

La propia denominación de la Sierra de Almijara ("*Vasija*", en una de sus interpretaciones) es indicativa de la propia capacidad de almacenaje hídrico que presentan las litológicas carbonatadas que componen los relieves del Parque Natural. Las altas pendientes, no obstante, suponen un obstáculo para la infiltración, lo que unido a la intensidad de la precipitaciones genera que, paralelamente al proceso de infiltración y recarga de los acuíferos carbonatados, se produzca un abundante flujo de escorrentía superficial que es drenada de forma torrencial por los cursos fluviales (Rodríguez y Cáceres, 1993). De este modo, junto a la disponibilidad de aguas subterráneas asociada a los macizos carbonatados, en el sector nororiental del Parque

Natural, sobre los materiales margosos de pendientes más suaves, se generan acuíferos detríticos asociados a los cursos fluviales de los ríos Cacín y Grande (Pérez-Ramos et al., 2004).

Respecto al comportamiento hidrogeológico de las sierras Tejeda y Almirajara, el macizo se encuentra dividido en cinco unidades principales: *Las Fuentes, Sierra Tejeda, Almirajara, Canillas de Albaida y las Alberquillas*. Los principales manantiales asociados a las masas de agua están dispuestos en la zona de contacto entre las masas marmóreas con otras litologías subyacentes, especialmente en los sectores que presentan discontinuidades tectónicas, como son el caso de líneas de falla y los frentes de cabalgamiento (Pérez-Ramos et al., 2007).

Finalmente, el sector correspondiente a las cuencas litorales, que funciona de un modo independiente, se caracteriza por la escasez de precipitaciones y la variabilidad interanual de las mismas, estando la disponibilidad de los recursos hídricos superficiales marcada claramente por el estiaje. En el sector más oriental de la costa, la naturaleza kárstica de los materiales contribuye a atenuar el efecto de la sequía estival. En esta zona, es frecuente encontrar manantiales que drenan pequeños acuíferos carbonatados de las sierras y que presentan caudales punta abundantes (Pérez-Ramos et al., 2007).

1.4. Vegetación

La variedad de ambientes climáticos en un espacio relativamente pequeño se refleja en una vegetación contrastada, diversa y de gran riqueza florística que contribuye a la singularidad e interés del Parque Natural. En primer lugar, por la presencia de casi todos los pisos altitudinales de vegetación existentes en la península ibérica, ya que tan solo carece el piso crioromediterráneo. En segundo término, por los fuertes contrastes entre las vertientes de solana y umbría que tienen marcadas diferencias climáticas y, por tanto, posibilitan la presencia de diferentes comunidades vegetales. Un tercer aspecto a considerar es la condición “isla” de estas sierras, relativamente aisladas de otros macizos montañosos (como Sierra Nevada o las Subbéticas) por campos cultivados y en un entorno bastante humanizado, favoreciendo el desarrollo de endemismos locales. Por otro lado, la existencia de un suelo muy poco desarrollado sobre mármoles o esquistos determina la composición vegetal, caracterizada por especies raras en el contexto andaluz (Pérez Latorre et al., 2004).

En función de sus pisos altitudinales, la vegetación del Parque Natural es la siguiente (Nieto et al., 199; Rivas Martínez et al., 1997; Cabezudo et al., 1998):

-*Piso termomediterráneo*, actualmente la mayoría de las zonas forestales están ocupadas por pinares de repoblación (*Pinus halepensis* Mill. y *Pinus pinaster*

Art.). Bajo ellos, se desarrollan especies arbustivas como palmitos (*Chamaerops humilis* L.), coscojas (*Quercus coccifera* L.), y jaras (*Cistus albidus* L. y *Cistus clusii* Dunal.). La vegetación potencial son encinares (*Quercus ilex* L.), acebuches (*Olea europea* L.) y algarrobos (*Ceratonia siliqua* L.), con arbustos o plantas asociados a ambas especies.

-*Piso mesomediterráneo*. En los suelos calizos predominan los encinares, acebuches y su cortejo arbustivo característico: lentisco (*Pistacea lentiscus* L.), espinos negros (*Rhamnus oleoides* L.), bolinas (*Genista umbellata* L'Her.). En suelos difíciles para la vida, como los mármoles, aparecen pinos negrales y sabinas, con otras especies asociadas entre las que se encuentra un destacado número de especies endémicas. Existen además, repoblaciones más o menos recientes de *Pinus pinaster* Art.

-*Piso supramediterráneo*, inmediatamente inferior al piso oromediterráneo. Las comunidades vegetales están condicionadas por el tipo de suelo. En suelos silíceos (esquistos) aparece el roble melojo (*Quercus pirenaica* Willd.) acompañado de su cortejo arbustivo característico: rascaviejas (*Adenocarpus compliactus* L.), majuelos (*Crataegus monogyna* Jacq.), torviscos (*Daphne gnidium* L.). Sobre suelos básicos (calizos) predominan los encinares (*Quercus ilex* L.) y su cortejo arbustivo: agracejos (*Berberis vulgaris* L.), salvias (*Salvia* ssp.), bolinas (*Genista umbellata* L'Her.) o el piornal (*Cytisus oromediterraneus* Rivas. Mart). Además, en suelos más profundos y frescos, coincidentes con las vaguadas y fondos de barrancos, aparecen otras especies como tejos (*Osyris alba* L.) y quejigos (*Quercus faginea* Lam.). Existen también áreas repobladas de pino (*Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* J.F.A).

-*Piso oromediterráneo*, por encima de los 1.800 metros, solo está presente en las cimas de La Maroma y Navachica. El arbolado es escaso o muy escaso, aunque aparecen ejemplares aislados de tejos (*Osyris alba* L.) y pinos silvestres (*Pinus sylvestris* L.). Predomina el clásico matorral de porte almohadillado, con numerosas especies escasas y raras en Andalucía, adaptado a los raigones del clima. Este es el caso de las sabinas rastreras (*Juniperus sabina* L.), agracejos (*Berberis vulgaris* L.) y piornos (*Cytisus oromediterraneus* Rivas. Mart).

2. ENTORNO DEL ÁREA EXPERIMENTAL EL PINARILLO

La ladera sobre la que hemos instalado la Red Experimental de Medición de la Erosión (R.E.M.E) de El Pinarillo se sitúa en las estribaciones surorientales de la Sierra Almajara, en la cabecera del arroyo de Águila, o Barranco de Maro, a unos 12

kilómetros al Noreste de la localidad malagueña de Nerja (Fig. 2.4). El entorno geográfico en el que se inserta la ladera participa de las principales características descritas para la unidad de Sierra Tejeda, Almirajara y Alhama en su sector más oriental.

2.1. Condiciones topográficas y geológicas.

El relieve es fruto de la acción de las aguas de escorrentía sobre litologías marmóreas, labrándose barrancos con pendientes superiores al 35% en cuyos fondos discurren cursos de agua no permanente, activados solo durante la estación húmeda o en eventos de elevada intensidad.

Concretamente, las parcelas experimentales se han ubicado en la parte baja de una ladera orientada al sur en la vertiente Sur-oriental del Parque Natural. La ladera tiene una longitud aproximada de 350 metros y su altitud va desde los 460 m.s.n.m. en la base hasta los 550 m.s.n.m. en la parte más alta. Por otro lado, la pendiente no es homogénea a lo largo de la misma, se distingue un primer tramo más próximo a la base (talweg) donde la pendiente es más suave, oscila entre el 7-10%, y una zona de mayor pendiente en la parte más alta de la misma (35-45%). Específicamente las parcelas experimentales, se han ubicado en la zona inmediata al talweg, que limita la ladera con el Barranco de Maro (X: 423.802 m; Y: 4.073.098 m; UTM30N/ED50). La altitud específica de la red experimental es de 470 m.s.n.m. y la orientación de las parcelas es de 170°. En esta zona la pendiente medida en campo nos indica un valor de 7,5 % para todo el área experimental.

El entorno geológico de la ladera, desde un punto de vista litológico, es bastante homogéneo pues está constituido por los mármoles dolomíticos de aspecto sacaroideo procedentes del manto de Almirajara. Su formación, como en el resto de Sierra Almirajara, se corresponde con el afloramiento de los materiales de cobertera del dominio Alpujarride (Fig. 2.4), que como ya mencionamos en el apartado de geología de este capítulo, fueron formados en ambientes marinos someros durante el triásico medio (Serrano et al., 2004). La geometría que presentan estos mármoles es de tipo tabular, donde además, los estratos buzcan hacia el sur unos 15-20° (Carrasco et al., 1999). Por otro lado, es característico del entorno, la presencia de mármoles con un elevado grado de fracturación. Esto constituye uno de los factores que han influido más decisivamente en la formación del relieve Kárstico dominante que además, es extensible para todo el entorno inmediato a la zona de Nerja (Carrasco et al., 1996). Un buen ejemplo de esta fracturación lo constituye la cueva de Nerja, a tan solo 4 kilómetros del área experimental. Según Serrano et al. (2004) fracturación fue posterior a la estructuración en mantos de las unidades alpujarrides. Es importante señalar que la ladera en cuestión forma parte de la masa de agua subterránea de Alberquillas (M.A.S.060.063), cuya alimentación se produce por la infiltración del agua de lluvia a través de formas

exokársticas, y sobre todo, por las abundantes fracturas que afectan a los mármoles (Pérez-Ramos et al., 2007).

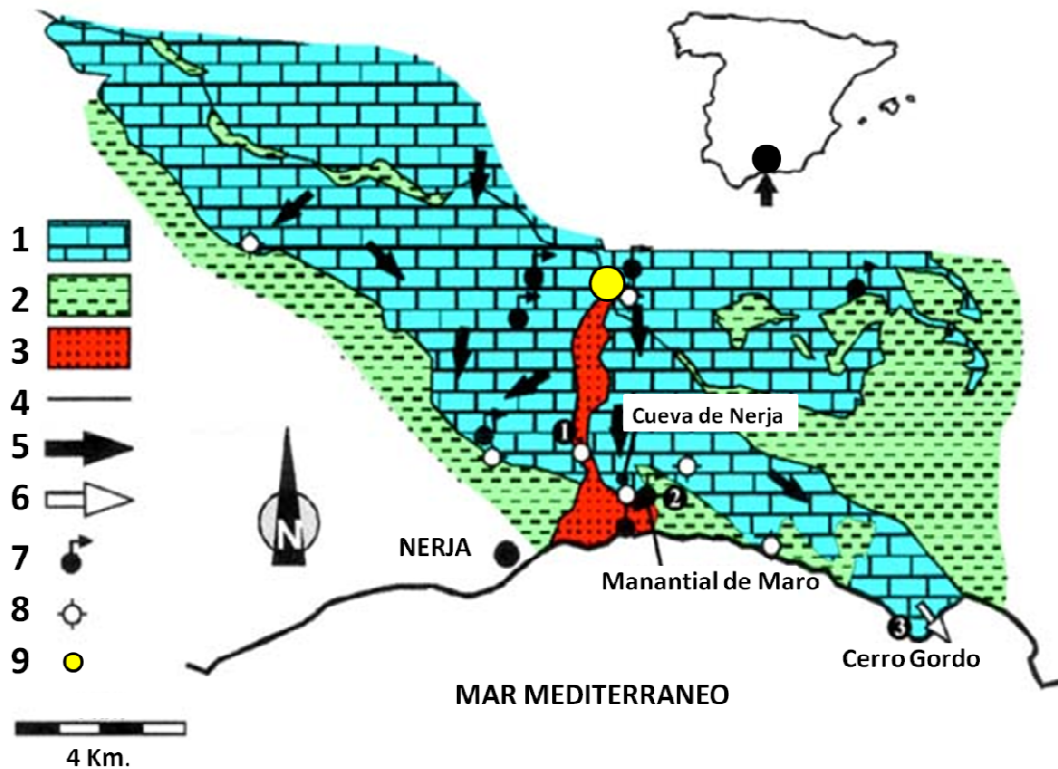


Figura. 2.4. Contexto geológico en el entorno inmediato a la red experimental. Donde: 1, Mármoles (Triásicos); 2, Esquistos (Triásico); 3, Materiales detríticos (Plioceno-Cuaternario); 4, límite impermeable; 5; Descarga difusa de la masa de agua de Alberquillas; 6, Sentido del flujo subterráneo; 7, Manantial; 8, Sondeo; 9, Parcelas experimentales. Fuente: Modificado de Andreo y Carrasco, 1999.

El área donde se han ubicado las parcelas experimentales se trata del ápice o parte alta de un gran cono de deyección, de menor pendiente, que enlaza con la topografía de la ladera sobre la que se encajó posteriormente el arroyo del Águila. El sustrato geológico se corresponde con materiales cuaternarios, del Pleistoceno, conformados por conglomerados y brechas. Concretamente, las brechas que afloran en esta región están constituidas por fragmentos angulosos procedentes de los mármoles cementados, con material carbonatado y embutidos en una matriz rojiza. Estas brechas son conocidas comúnmente como brechas mortadela (Andreo y Carrasco, 1993). Además, la importante cementación que presentan las brechas y conglomerados les confiere una gran resistencia mecánica frente a la erosión, lo que ha dado lugar al escarpe en el paisaje (Andreo y Carrasco, 1999). Debajo de los materiales cuaternarios, aparecen en dos tramos de materiales pliocenos. El primer tramo, lo constituye la

unidad pliocena inferior, conformados por conglomerados y brechas inclinados de origen continental que pasan lateralmente a sedimentos marinos de tipo arenas y microconglomerados (Pérez-Ramos et al., 2007). El segundo tramo más horizontal, lo constituye la unidad pliocena superior, formada también por depósitos detríticos, de origen continental y marino. El contacto con los materiales inferiores antiguos, del Plioceno, con los cuaternarios se corresponde con una discordancia erosiva (Sanz de Galdeano, 1993). Durante el cuaternario, se produjo un levantamiento generalizado de la región de Nerja y por tanto, una importante erosión de los relieves montañosos próximos. Esto ha dado lugar a grandes volúmenes de cantos marmóreos que fueron arrastrados por el arroyo del Águila, donde se han depositado en forma de abanico. El levantamiento del sector de Almijara provocó también un progresivo encajamiento de la red fluvial, que origina el actual Barranco de Maro como consecuencia de la importante erosión mecánica del arroyo a lo largo de su recorrido y también, debido a los procesos de disolución química (Andreo y Carrasco, 1999).

2.2. Clima

El clima es un factor elemental en la distribución de la vegetación y en las características eco-geomorfológicas del entorno. Además, conforma el factor elemental que determina los procesos de generación de escorrentía/erosión en ambientes mediterráneos (Gabarrón Galeote, 2011). Específicamente, en el entorno de estudio, así como en el resto de las Sierras de Tejada, Almijara y Alhama, el clima participa de unos caracteres mediterráneos de régimen seco, como podremos observar en los distintos parámetros climatológicos que a continuación exponemos. En este apartado, analizaremos más detenidamente algunos rasgos del clima y más concretamente, el régimen de precipitaciones, entendido como factor activo en la respuesta hídrica y erosiva de las parcelas experimentales.

En cuanto al análisis de la precipitación, los datos han sido tomados a partir de la serie temporal para estación meteorológica “Fuente del Esparto” durante el periodo 1995-2004. Esta estación está ubicada a escasos 2 Km del área experimental, con una altitud similar, sin embargo cabe decir que carece de sensor térmico. El análisis de la serie de precipitación nos indica un valor anual medio igual a 539,9 mm año⁻¹. El máximo pluviométrico, alcanza la cifra de 1039,2 mm para el año hidrológico 1996-1997. Sin embargo, el mínimo se registra durante la sequía del año 2004-2005, en la que los valores medios registrados fueron siempre inferiores a la media anual para el registro histórico, 315,3 mm. Además, los datos de precipitación participan de la irregularidad interanual característica del clima mediterráneo (Tabla 2.1), reflejada también en el alto coeficiente de variación calculado para serie pluviométrica (70,4%).

Tabla 2.1. Régimen precipitaciones en el entorno inmediato al área experimental. Serie temporal desde 1995-2004 para la “Estación Fuente del Esparto. P (mm), precipitación media anual; P máx (mm), precipitación máxima de las medias diarias; P mín (mm), precipitación mínima de las medias diarias. Fuente: Elaboración propia.

	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO
P (mm)	46,6	67,9	83,7	102,5	66,4	39,3	44,5	44,4	36,1	6,6	0,4	1,6
P máx (mm)	193,4	229,0	272,0	319,2	213,7	122,7	146,0	148,5	183,9	42,0	3,8	12,5
P mín (mm)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Por otro lado, las precipitaciones máximas se concentran en los meses de de octubre a enero, con máximos superiores a 250 mm en los meses de noviembre y diciembre. Respecto a los registros mínimos, todos los meses pueden quedar sin recibir ninguna precipitación, pues en la serie analizada, al menos una vez, cada uno de los meses registro una media mínima mensual de cero.

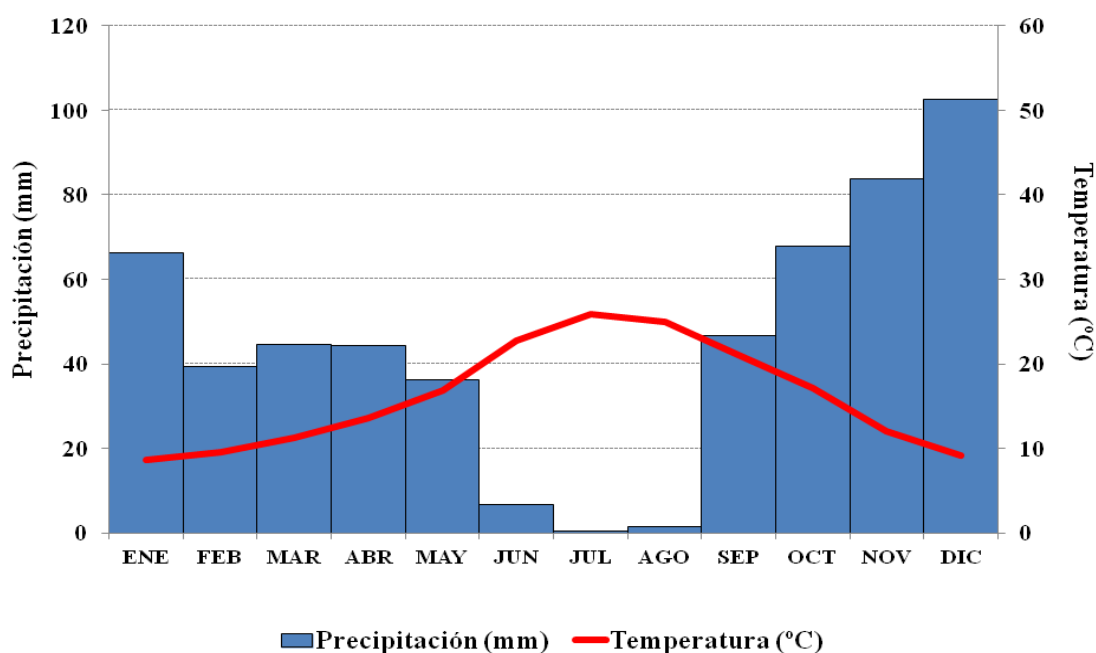


Figura 2.5. Diagrama climático del entorno inmediato a la red experimental. Fuente: Elaboración propia.

En la tabla 2.2 recogemos los principales parámetros térmicos de la estación meteorológica más cercana a la red experimental. La estación “Nerja” está ubicada a escasos 4,2 kilómetros del área experimental (Latitud: 36° 44' 41" N - Longitud: 3° 52' 36" O) y, cuenta con un registro histórico para las variables precipitación y temperatura que va desde el año 1995 hasta la actualidad. El análisis de la serie temporal de

temperaturas, nos indica temperatura media para la zona de estudio igual a 16,1 °C, con valores medio máximos para el mes de julio de 25,9 °C y medias mínimas para el mes de enero 8,6 °C, lo que es indicativo de inviernos muy suaves. La amplitud térmica es de 17,3 °C, lo que nos posiciona claramente en un rango de clima mediterráneo. Las temperaturas mínimas de las medias diarias, no quedan en ningún caso por debajo de cero, aunque si indican la presencia de un tiempo frío de diciembre a febrero. Por otro lado, las temperaturas medias de las máximas diarias pueden alcanzar valores superiores a los 40,0 °C en algunos días durante los meses de julio y agosto.

A partir de las precipitaciones, las temperaturas y la evapotranspiración (ETP), se realiza el cálculo de los índices bioclimáticos. Esto, nos permite caracterizar el área de estudio dentro de un contexto biogeográfico (Tabla 2.3). Tras su cálculo, el clima se define como típico mediterráneo, así lo reflejan los índices de mediterraneidad, el índice de aridez de Martonne (Ia) y el número de meses áridos dentro del año (Rivas-Martínez, 1987). Además atendiendo al índice de continentalidad (Ic), el clima es de tipo oceánico y el sub-tipo es semicontinental atenuado (Rivas-Martínez, 1996).

Tabla 2.2. Régimen de temperaturas y PET en el entorno inmediato al área experimental. Serie temporal desde 1995-2004 para la “Estación de Nerja”. T (°C), temperatura media mensual; T máx (°C), temperatura máxima de las medias diarias; T mín (°C), temperatura mínima de las medias diarias; ETP, Evapotranspiración potencial por el método de Thornthwait. Fuente: Elaboración propia.

	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	Media
T (°C)	21,0	17,1	12,0	9,2	8,6	9,5	11,3	13,6	16,9	22,7	25,9	25,0	16,1
T máx (°C)	33,4	25,5	22,9	19,6	21,8	22,4	25,9	28,1	30,1	33,9	41,2	40,3	28,8
T mín (°C)	15,7	8,2	3,1	1,5	1,1	1,8	3,9	4,3	8,5	10,2	15,1	14,7	7,3
ETP	95,9	63,4	30,7	19,3	17,9	20,9	34,5	50,1	80,8	130,7	134,3	144,4	68,6

Por otro lado, atendiendo exclusivamente a los índices basados en la variable climática temperatura, como son la posición en el año del mes más frío y la media de las máximas diarias, la zona presenta un valor típico del bioclima mesomediterráneo, concretamente el inferior. Por otro lado, si analizamos la media de las mínimas diarias, esta nos define un clima termomediterráneo superior, con inviernos templados. Finalmente, el índice de termicidad (It), también nos sitúa en el mesomediterráneo inferior, si bien nos encontramos muy cerca del límite con el termomediterráneo superior (Rivas-Martínez, 1987).

Como vemos, según el indicador de medida utilizado el clima podría enmarcarse en los pisos bioclimáticos mesomediterráneo y termomediterráneo. Cuando esto ocurre,

lo que nos está indicando es que el área en cuestión, se encuentra en una situación transitoria o umbral. En este caso, para el área de estudio se hablamos de una zona de transición entre el piso mesomediterráneo inferior y el termomediterráneo superior. No obstante, existen otros dos índices, ambos relacionados con la actividad vegetal y la ausencia de días libres de heladas, que indican que dentro de la situación umbral el régimen de la zona tiende al termomediterráneo superior. Esta tendencia a la termomediterraneidad se corrobora con la presencia de especies vegetales indicadoras como el palmito (*Chamaerops humilis* L.).

Del mismo modo y relativo al ombroclima, el índice de aridez de Martonne medido para el área de estudio, indica una posición de transición entre lo semiárido y lo subhúmedo (Tabla 2.3). Sin embargo, el análisis de la precipitación media registrada, 539,9 mm, nos posicionan en un ambiente más cercano a lo subhúmedo que a uno semiárido.

Tabla 2.3. Índices bioclimáticos para el área de estudio calculados a partir de los datos de la estación meteorológica de Nerja y de la Fuente del Esparto. Fuente: Elaboración propia.

Nombre		Valor	Significado
Temperatura (°C)	T	16,1	Mesomediterráneo, horizonte inferior
Precipitación (mm)	P	539,9	Ombrotipo Seco
Evapotranspiración por Thornwaite (mm)	PET	822,2	
Índice de humedad de Thornwaite (mm)	IH	-34,3	Seco-Subhúmedo
Media de las máximas del mes más frío (°C)	M	12,1	Mesomediterráneo, horizonte inferior
Media de las mínimas del mes más frío (°C)	m	5,9	Termomediterráneo, horizonte superior
Termicidad	It	342	Mesomediterráneo, horizonte inferior
Aridez anual	Iar	1,52	
Continentalidad	Ic	17,3	Oceánico. Subtipo Semicontinental atenuado
Meses áridos	P<=2T	4	Clima Mediterráneo
Actividad vegetal (meses)	PAV	12	Piso Termomediterráneo
Aridez de Martonne	Ia	20,7	Transición Semiarido-Subhúmedo
Aridez Lang	Pf	33,5	Zona Árida
Mediterraneidad	Im1	335,7	
	Im2	139,4	Clima Mediterráneo
	Im3	47,6	

Según todo lo expuesto, las precipitaciones muestran un régimen estacional, con lluvias abundantes en otoño y en invierno que van decreciendo a lo largo de la primavera hasta alcanzar los valores mínimos en los meses de verano. El número de meses áridos ($P < 2T$) es de cuatro, desde junio a septiembre ambos incluidos (Tabla 2.3). Esto pone de manifiesto que además de la variabilidad inter-anual encontrada, existe cierta variabilidad intra-anual en el régimen de precipitaciones (Fig. 2.5).

Relativo al balance hídrico, como es característico de los climas mediterráneos, en las figura 2.5 y 2.6 se observa la existencia de una estación seca estival, que además es coincidente con los meses donde se registran las temperaturas más elevadas y, por tanto la evapotranspiración más alta. Debido a esto, la vegetación del área de estudio se ve sometida todos los años a varios meses en los que tiene que soportar un elevado déficit hídrico pudiendo llegar a angostarse.

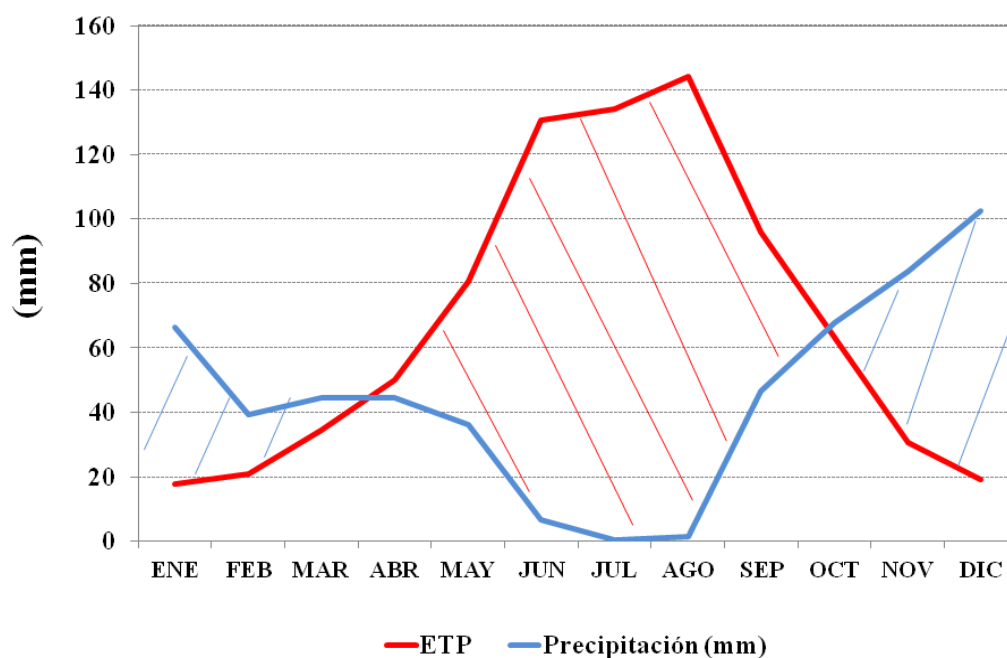


Figura. 2.6. Balance hídrico para el entorno inmediato a la red experimental. Donde: azul, precipitación; rojo, evapotranspiración. Fuente: elaboración propia. La ETP, evapotranspiración, se calculo por el método de Thornthwait (1948). Fuente: Elaboración propia.

En resumen, nos encontramos en un área con unas características claras de umbral climático tanto térmico, por su posición de transición entre el piso bioclimático termomediterráneo y el mesomediterráneo, como pluviométrico por su posición de

transición entre el ombroclima seco al subhúmedo. La zona por tanto, puede catalogarse como ecotono, lo que la convierte en una región altamente vulnerable a los procesos de degradación.

2.3. Características del suelo

Los suelos de la zona se desarrollan fundamentalmente materiales dolomíticos (conglomerados calizo-dolomíticos y mármoles dolomíticos karskitizados) asociados al complejo Alpujarride, es decir en la parte alta del abanico aluvial del Barranco de Maro. Según De la Rosa y Morira (1987) es un rasgo común, para los suelos existentes sobre las dolomías y los mármoles de Sierra Almijara, que los procesos edáficos estén prácticamente impedidos debido a las pendientes y a la torrencialidad de las precipitaciones. Es característico además, la ocurrencia fuertes procesos erosivos que afectan a los suelos durante los eventos de precipitación extremos. Todo ello, justifica el escaso desarrollo de los suelos presentes y el afloramiento de la roca madre en superficie.

En el área experimental los suelos son de tipo Leptosoles líticos y eútricos, resultado de una elevada fracturación en la roca madre (LUCDEME, 1986). En general, los cuatro perfiles abiertos en el área experimental (noviembre del año 2010) para la caracterización de los mismos, nos muestran suelos de escasa potencia, donde la profundidad oscila entre 35 y 50 cm. Su perfil más característico es ACk/Bw, con bajo contenido en materia orgánica, parcialmente humificada. Esto puede ser debido a la sequedad y a las elevadas temperaturas estivales. Los suelos presentan textura franco-arenosa, sin plasticidad o adherencia y con un elevado contenido en gravas (>50%).

El horizonte A, comprendido entre los 0 y los 4 primeros cm., se caracteriza por la presencia de microorganismos y, abundantes raíces que se hacen visibles hasta los 25 cm. de profundidad. Además en este horizonte pueden apreciarse agregados muy porosos. A partir de los 4 cm. de profundidad se distingue el horizonte de mezcla Ck/Bw. En este horizonte, que en escasas ocasiones llega a alcanzar los 50 cm., se pueden apreciar pequeñas costras de carbonato en la parte más inferior del mismo, concretamente en la zona de contacto con la roca madre (mármoles dolomíticos). Hablamos de un horizonte poco o nada estructurado, donde es típico una elevada pedregosidad (>50%) y, la ausencia de microorganismos y agregados. Respecto a perfil es frecuente encontrar algunas zonas muy erosionadas, caracterizadas por la presencia en superficie del horizonte C directamente. En otras zonas el horizonte A y el Bw, cuando aparece, se encuentran completamente desmantelados.

Tabla 2.4. Caracterización inicial de los suelos en el área de estudio. Muestreo correspondiente al mes de Octubre del año 2010. Fuente: elaboración propia. Metodología: Granulometría y textura (Marañez et al., 1994); Capacidad de campo, Punto de marchitez y Agua útil (Stackman et al., 1969; Richards, 1947); Estabilidad de agregados (Kemper y Rosenau, 1986); Capacidad de intercambio cationico (Bower et al., 1952); Carbono orgánico (Walkey y Blanck, 1947); Carbono y Nitrógeno total (ISRIC, 2002); pH y conductividad eléctrica (ISRIC, 2002). Fuente: Elaboración propia.

Propiedad edáfica		Hor A	Hor Ck
Gravas	(%)	56,0	53,0
Arenas	(%)	60,0	54,0
Limos	(%)	32,0	34,0
Arcillas	(%)	8,0	12,0
Textura		Franco- Arenosa	Franco- Arenosa
SWC: Capacidad de campo	(%)	25,2	--
SWC: Punto de marchitez	(%)	6,4	--
SWC: Agua útil	(%)	18,8	--
Estabilidad de agregados	(%)	51,0	14,0
Capacidad de intercambio catiónico	meq 100 g ⁻¹	120,4	151,2
Carbono total	(%)	12,5	12,4
Nitrógeno total	(%)	0,2	0,2
Carbono/Nitrógeno		74,0	83,0
Carbono orgánico	(%)	1,9	1,5
pH		8,0	8,3
Conductividad eléctrica	($\mu\text{S cm}^{-1}$)	501,0	598,0

En el mes de octubre del año 2010, llevamos a cabo una campaña de muestreo en el entorno inmediato las parcelas experimentales para la caracterización inicial en detalle del suelo (Tabla 2.4). Atendiendo a la clasificación de la FAO (2004) y según el sistema de clases establecido por Marañez et al. (1994), el suelo presentaba un contenido elevado en gravas homogéneo a lo largo de todo el perfil, con textura franco-arenosa. Sin embargo, el porcentaje de agregados difería entre sus horizontes. El horizonte Ck/Bw resultó con un bajo porcentaje de agregación (14%), mientras que en el horizonte superficial, horizonte A, este porcentaje era mayor y su valor oscilaba en torno al 50-60%. La interpretación a partir los valores de pH, nos mostraban suelos básicos y alcalinos, con un contenido en carbono orgánico moderado. Además, la capacidad de intercambio catiónico (CIC), medida por el método del acetato amónico (Bower et al., 1952), evidenciaba un ligero incremento de CIC en profundidad. Los valores medidos fueron de 120,4 meq 100 g⁻¹ y 151,2, en el Horizonte A y Ck/Bw,

respectivamente. Finalmente, con respecto a las propiedades hídricas, el suelo presentaba bajo punto de marchitez y capacidad de campo.

2.4 Vegetación natural y usos del suelo.

La ladera está ocupada por un bosque mediterráneo abierto, de pinos y especies arbustivas (jara, tomillo, palmito, etc.) que tratan de recolonizar suelos de escaso espesor, degradados tras su uso agrícola, a priori de cereales, que ocupaba la zona hace más de cincuenta años. De igual modo, el área se ha visto sometida al impacto del fuego a lo largo de la historia reciente, concretamente existen registros cartográficos en los que se muestra que la ladera se vio afectada por los incendios de 1975 y 1991, que arrasaron gran parte la vegetación existente en la cara nororiental del Parque Natural.

Desde un punto de vista biogeográfico, la zona de estudio se localiza en la región Mediterránea, provincia Bética, sector Almijaro-Granatense y distrito Almijarenses (Nieto et al., 199; Rivas Martínez et al., 1997; Cabezudo et al., 1998). Concretamente, este distrito se corresponde con las áreas de la Sierras de Tejeda y Almijara que presentan litologías marmóreo-dolomíticas con climas variables, desde cálido/seco en la base a fresco/lluvioso en las cumbres (Pérez-Latorre, 2002; Pérez Latorre y Cabezudo., 2004).

Si tenemos en cuenta la sectorización fito-geográfica realizada por Pérez Latorre et al. (2008) del distrito Almijarenses, la Red Experimental se encuentra en la unidad de Almijara. Esta unidad ocupa gran parte de la Sierra de Almijara. Concretamente, engloba los pisos del termo al oromediterráneo topográfico y los ombrotipos del seco al subhúmedo, correspondientes con litologías dolomíticas, mayoritariamente kakiritizadas, con inclusiones escasas de micaesquistos. Las altitudes oscilan entre los 500 a 1830 metros. La zona de estudio contiene la serie edafoxerófila-dolomíticola, Almijarenses, termo y mesomediterránea inferior, seca superior y subhúmeda del boj (*Buxus balearica* Lam.) *Cneoro-Buxeto balearici* S. (Pérez Latorre et al., 2004).

Específicamente, la ladera de estudio se sitúa sobre el piso termomediterráneo seco y en ella se encuentra la comunidad de *Cytisus malacitanus* (*Cystisetea scopario striati*, *Genistetalia haenseleri-ramossisimae*, *Genisto spartioides-Phlomidion almeriensis*). Entre las especies características de la comunidad destacan: *Cytisus malacitanus* Boiss., *Genista spartioides* L., *Lavandula dentatae* L. Como especies compañeras aparecen: *Pistacia lentiscus* L., *Rosmarinus officinalis* L., *Chamarops humilis* L., *Aristolochia baetica* L., *Rhamnus velutinus* Lam., *Cistus albidus* L., *Ulex parviflorus* Pourr., *Pistacia terebinthus* L. Además en la parte alta de la ladera, asociadas con las zonas de mayor pendiente, aparecen formaciones arborescentes aisladas con *Ceratonia siliqua* L. y *Pinus halepensis* Mill., correspondientes a la

comunidad edafoixerófitas de *Buxus balearica* Lam. y *Pinus halepensis* Mill. que indican el máximo climático de su zonopotencialidad (Pérez Latorre et al., 2004).

En el área de estudio no existen evidencias actuales de aprovechamiento humano por la protección que ejerce sobre la misma la figura del Parque natural. Sin embargo, existen registros que configuran al área como parte de un entorno agrícola hasta mediados del siglo XX, prueba de ello es la era de piedra para la molienda de trigo que existe en el área recreativa de El Pinarillo, a tan solo 150 metros del área experimental. Una vez el área se abandonó para su aprovechamiento agrícola y previo a la declaración de la figura de protección, el área fue utilizada como aprovechamiento para el ganado caprino transeúnte. Desde entonces, la ladera y su entorno han sido colonizados por vegetación arbustiva y arbórea hasta formar un bosque, muy aclarado, constituido por pinos, algarrobos, lavandas, tomillos, palmitos, entre otros. Además, es interesante mencionar dos grandes incendios que afectaron a la ladera durante los veranos de los años 1975 y 1991. Según el ICONA, las características del monte siniestrado fueron las siguientes: *“se trataba de una masa, en general espontánea, de Pinus pinaster, muy aclarada, como consecuencia de la acción antrópica, con sotobosque muy denso y desarrollado de aulagas, consecuencia de la escasa espesura del monte y del aprovechamiento para el ganado y el cultivo del cereal. Este monte ha sido resinado en su mayor parte de manera habitual, lo que facilitó la acción del fuego y el paso de este, a través de entalladuras de resinación a la copa de los árboles”*; es destacable la importante recuperación del tapiz herbáceo y arbustivo, que ayudado por la declaración de la figura de protección para el área ha recuperado buena parte del porte anterior al incendio (Fig. 2.7).



Figura. 2.7. Aspecto de la ladera de estudio donde se han instalado las parcelas experimentales. Fuente: Elaboración propia.

BIBLIOGRAFÍA

- Andreo, B., Carrasco, F. 1993. Estudio hidrogeológico del entorno de de la Cueva de Nerja. Geología de la Cueva de Nerja (Carrasco, F., coord.) Trabajos sobre la Cueva de Nerja, 3, Patronato de la Cueva de Nerja. Málaga: 163-187.
- Andreo, B., Carrasco, F. 1999. Excursión geológica al entorno de la Cueva de Nerja (Málaga). I Simposio de Geología de la Cueva de Nerja. Departamento de Geología. Universidad de Málaga.
- Bower, C.A., Reitemeier, R.F., Fireman, N. 1952. Exchange cation analysis of saline and alkaline soil. *Soil Science* 73: 251-261.
- Cabezudo, B., Molero Mesa, J., Pérez Latorre, A.V. 1998. Vegetación de Andalucía. La Flora. Tomo 3. Naturaleza de Andalucía. Ediciones Giralda (Eds.). Sevilla.
- Campos, J., Simancas, J.F. 1989. Los pliegues del Manto de Lújar y su modificación por el sistema de cabalgamientos frágiles (Complejo Alpujárride, Cordilleras Béticas). *Geogaceta* 6: 50-53.
- Carrasco, F. 1999. Características geológicas e hidrogeológicas de la Cueva de Nerja y de su entorno Senciales, J.M. y Ferre, E. (coord.). Elementos de los paisajes de la provincia de Málaga, 97-108. Servicio de publicaciones de la Universidad de Málaga.
- Carrasco, F., Andreo, B., Liñán, C. y Vadillo, I. 1996. Consideraciones sobre el funcionamiento hidrogeológico del entorno de la Cueva de Nerja (Provincia de Málaga). Jornadas sobre Recursos Hídricos en Regiones Kársticas, 233-247. Exploración, Explotación, Gestión y Medio Ambiente. Vitoria.
- Castillo, A., Carmona, J., Benavente, J. 2001. Cuantificación de los recursos hídricos en la vertiente meridional del Parque Natural de Sierra Almijara (Málaga). Consideraciones sobre su régimen de explotación. *Geogaceta* 29: 33-36.
- Delgado, F., Estévez, A., Martín, J.M., Martín Algarra, A. 1981. Observaciones sobre la estratigrafía de la formación carbonatada de los mantos alpujárrides (Cordilleras Béticas). *Estudios Geológicos* 37: 45-57.
- De la Rosa, D., Moreira, M. 1987. Evaluación de los recursos naturales de Andalucía. AMA. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Elorza, J.J. 1979. Las unidades alpujárrides en la transversal de Sierra Tejeda (SW de Sierra Nevada). Tesis doctoral. Universidad del País Vasco. 366 pp.

- Elorza, J.J., García-Dueñas, V. 1981. Mapa geológico y memoria explicativa de la hoja 1054 (Vélez-Málaga) a escala 1:50.000 del Mapa Geológico Nacional. Instituto Geológico y Minero Español (I.G.M.E.). 59 pp.
- FAO, 2006. World reference base for soil resource. A framework for a international classification, correlation and communication. FAO, Roma, 145 PP.
- Gabarrón Galeote, M. A. 2011. La vegetación como reguladora del recurso hídrico en ambiente Mediterráneo. Tesis Doctoral. Departamento de Geografía. Universidad de Málaga.
- ISRIC, 2002. Procedures for soil analysis. Internacional Soil Reference and Information Center (Eds.). Food and Agriculture Organization of the United Nations. Wageningen. The Netherlands.
- Justicia Segovia, A. 1988. La Axarquía Malagueña y la Costa Oriental. Dos espacios agrarios contrapuestos. Arguval (Eds.). Departamento de Geografía. Universidad de Málaga. 13-29 pp.
- Kemper, M.D., y Rosenau, R.C. 1986. Aggregate stability and particule size distribution. Klute, A. (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part.1. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. 456-442 pp.
- LUCDEME. 1986. Proyecto LUCDEME. Mapa de suelos 1:100.000. Motril-1055. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA. Aguilar, J. (Eds.). Universidad de Granada. Facultad de Ciencia. Departamento de Edafología.
- Marañez Corbacho, A., Sanchez Garrido, J.A., De Haro Lozano, S., Sánchez Gómez, S.T., Lozano Cantero, F.J. (1994). Análisis de suelos, metodología e interpretación. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Almería.
- Martínez, F.G. 1982. Régimen climático y variabilidad de las precipitaciones en atmosféricas en el surco intra-bético. Cuadernos Geográficos de la Universidad de Granada 12: 41-70.
- Mérida Rodríguez, M. 1997. El paisaje de la costa oriental de la provincia de Málaga. Studia Malacitana (eds.). Departamento de Geografía. Universidad de Málaga. 31-43 pp.
- P.D.S. 2006. Plan de Desarrollo Sostenible del Parque Natural Sierra, Tejeda, Almjara y Alhama. Decreto 136/ 2006 de 4 de Julio. Diagnostico del Parque Natural. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 23-43 pp.
- Pérez Latorre, A.V., Navas Fernández, D., Gavira, O., Caballero, G., Cabezudi, B. 2004. Vegetación del Parque Natural de las Sierras Tejeda, Almjara y Alhama (Málaga-Granada, España). Acta Botánica Malacitana 29: 117-190.

- Pérez-Ramos, I., Jiménez Gavilán, P., Andreo Navarro, B., Carrasco Cantos, F. 2004. Estudio de la descarga de la vertiente meridional de Sierra Tejeda (Málaga) mediante el análisis correlatorio espectral. *Geogaceta* 35: 163-166.
- Pérez-Ramos, I., Andreo Navarro, B. 2007. Atlas Hidrogeológico de la Provincia de Málaga. Duran Valsero, J. (Coord.). Instituto Geológico y Minero Español. Tomo II. 137-148 pp.
- Nieto Caldera, J.M., Pérez Latorre, A.V., Cabezudo, B. 1991. Biogeografía y series de vegetación de la provincia de Málaga (España). *Acta Botánica Malacitana* 16 (2):417-436.
- Richards, L.A. 1947. Pressure membrane apparatus: construction and use. *Agricultural Engineering* 28: 451-454.
- Rivas Martinez, S. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA (eds.). 268 pp.
- Rivas Martinez, S. 1996. Clasificación bioclimática de la Tierra. *Folia Botánica Matritensis* 16: 1-32.
- Rivas Martinez, S., Asensi, A., Díez Garretas, B., Molero, J. 1997. Biogeographical synthesis of Andalusia (southern Spain). *Journal of Biogeography* 24: 915-928.
- Rodriguez Vidal, J., Cáceres Puro, L. 1993. Landform features in southeastern sector of Sierra Almirajara (Malaga). *Geogaceta* 14: 49-51.
- SAIH. 2014. Red Hidrosur. Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. http://www.redhidrosurmedioambiente.es/webgis2/portada_1.html.
- Sanz de Galdeano, C. 1988. Structure of the Tejeda and Competa Sierras (Alpujarride complex, Betic Cordilleras). *Revista de la Sociedad Geológica de España* 2: 77-84.
- Sanz de Galdeano, C. 1990a. Estructura y estratigrafía de las Sierra de los Guajares y sectores próximos (Conjunto Alpujarride, Cordilleras Béticas). *Estudios Geológicos* 46: 123-134.
- Sanz de Galdeano, C. 1990b. Geologic evolution of Betic Cordilleras in the Western Mediterranean, Miocene to the present. *Tectonophysics* 172: 107-119.
- Sanz de Galdeano, C., Serrano, F., López-Garrido, A.C., Marín Perez, J.A. 1993. Paleography of the Late Aquitanian-Early Burdigalian Basin in the western Betic Internal Zone. *Geobios* 26: 43-55.
- Senciales González, J.M, Ferre Bueno, E. Elementos y paisajes de la provincia de Málaga. Asociación de Geógrafos Españoles (Eds.). Universidad de Málaga. 71-101 pp.

- Serrano Lozano, F., Guerra Merchán, A., 2004. Geología de la Provincia de Málaga. Centro de Ediciones de la Diputación Provincial de Málaga (CEDMA) (Eds.). Departamento de Ecología y Geología. Universidad de Málaga.
- Stackman, W.P., Valk, G.A., Van der Harts, G.G. 1969. Determination of soil moisture retention curves. I. Sand box-apparatus. Range pF 0 to 2.7. I.C.W. 19 pp.
- Thorntwait, G.W. 1948. An approach towards a rational classification climate. Geographycal Rev. 38: 59-64.
- Walkley, A. 1947. A critical examination of rapid method for determing organic carbón in soil effect of variation in digestión conditions and of inorganic constituents. Soil Science 63: 29-38.

CAPÍTULO III: MATERIALES Y MÉTODOS



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

CAPÍTULO III: MATERIALES Y MÉTODOS

La base metodológica de esta investigación está fundamentada en la siguiente hipótesis: “*En una situación de umbral climático o ecotono entre los regímenes mediterráneos subhúmedos y semiáridos, la aplicación de enmiendas ayuda a mitigar los procesos de degradación y pérdida de suelo, así como a favorecer el establecimiento de una nueva cubierta vegetal pues, al favorecer el aumento de carbono orgánico y/o la permanencia de agua en el suelo, estos sostendrían mejor la vegetación reforestada*”. De acuerdo con la hipótesis de la investigación planteada, y para alcanzar los objetivos propuestos, la metodología que a continuación se define se plasmó a escala de parcela. Específicamente, se trata de doce parcelas experimentales de 24 m² de superficie y tipo cerrado. En cada parcela se ensayó una estrategia diferente para la restauración del sistema eco-geomorfológico.

El diseño de las parcelas se fundamentó principalmente en el propio concepto descrito por Lavee et al. (1998): “el sistema eco-geomorfológico es aquel sistema integrado por el clima, vegetación, suelo, agua y erosión”. Así, las parcelas que partieron todas de la misma situación inicial, nos han permitido estudiar bajo condiciones controladas como interaccionan las diferentes variables que conforman el sistema objeto de este estudio. Además, el hecho de que fuesen parcelas de erosión de tipo cerrado, ha facilitado la cuantificación real de la escorrentía superficial producida en un área con superficie conocida, así como, la medida de los sedimentos emitidos para cada tratamiento. Este diseño permitió además, una estimación del agua infiltrada y la evaluación espacio/temporal de la cubierta vegetal introducida (Ferreira et al., 1997; 2008). Como la condición de partida del sistema eco-geomorfológico fue similar en todos los tratamientos, al final del estudio, los resultados obtenidos nos han permitido comparar de manera fidedigna, los resultados en cada estrategia diseñada y así, poder determinar qué técnica de restauración resulta más efectiva para el mantenimiento del sistema eco-geomorfológico objeto de este estudio.

El desarrollo de la metodología ha tenido distintas fases, que resumimos en las siguientes (Fig. 3.1):

1. Elaboración de la hipótesis de la investigación y definición de objetivos
2. Elección de la zona de estudio

3. Trabajo de campo
4. Trabajo de laboratorio
5. Tratamiento estadístico de la información
6. Discusión de resultados y elaboración de conclusiones

De este modo, después de plantear los objetivos del trabajo, se seleccionó cuidadosamente el área donde hubimos de llevar a cabo la investigación. En concreto en un área cuyos caracteres geográficos fuesen representativos de unas condiciones previas buscadas: *ecosistema forestal mediterráneo de transición entre regímenes subhúmedo y semiárido, con síntomas de actividad humana pasada y en fase de recolonización natural*. Una vez determinada, abordamos de forma minuciosa el trabajo de campo y de laboratorio.

Concretamente, estos trabajos se desarrollaron durante un periodo de 28 meses. Posteriormente, con la base de datos disponible, realizamos el análisis estadístico de la información y la discusión de los resultados obtenidos. Por último, extrajimos las conclusiones que se inferían del estudio (Fig. 3.1).

El trabajo de campo constó de las siguientes fases (Tabla. 3.1), muchas de ellas solapadas en el tiempo debido a la periodicidad de las medidas.

- a. Vallado del área experimental y construcción de las parcelas cerradas
- b. Tareas de mantenimiento dentro del área experimental
- c. Aplicación de los diferentes tratamientos/enmiendas
- d. Caracterización de la vegetación dominante
- e. Reforestación de las parcelas experimentales
- f. Monitorización de las variables meteorológicas
- g. Registro de las variaciones de humedad
- h. Experimentos de infiltración
- i. Medidas de escorrentía superficial
- j. Medidas de erosión
- k. Inventarios de crecimiento de la vegetación reforestada y conteo de supervivencia
- l. Fotografía y cartografía de los componentes superficiales
- m. Muestreo del suelo
- n. Medida de hidrofobia

Tabla 3.1. Cronograma de los diferentes trabajos llevados a cabo en el campo. Las letras se corresponden a los diferentes trabajos según la numeración anterior. Donde: a, Vallado del área experimental y construcción de las parcelas cerradas; b.; Tareas de mantenimiento dentro del área experimental; c., Aplicación de los diferentes tratamientos/enmiendas; d., Caracterización de la vegetación dominante; e., Reforestación de las parcelas experimentales; f., Monitorización de las variables meteorológicas ; g., Registro de las variaciones de humedad; h., Experimentos de infiltración; i., Medidas de escorrentía superficial; j., Medidas de erosión; k., Inventarios de crecimiento de la vegetación reforestada y conteo de supervivencia; l., Fotografía y cartografía de los componentes superficiales; m., Muestreo del suelo; n., Medida de hidrofobia. Fuente: Elaboración propia.

		a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	l	
2010	O															
	N															
	D															
2011	E															
	F															
	M															
	A															
	M															
	J															
	J															
	A															
	S															
	O															
	N															
	D															
2012	E															
	F															
	M															
	A															
	M															
	J															
	J															
	A															
	S															
	O															
	N															
	D															
2013	E															
	F															
	M															
	A															
	M															
	J															
	J															
	A															
	S															
	O															
	N															
	D															
2014	E															
	F															

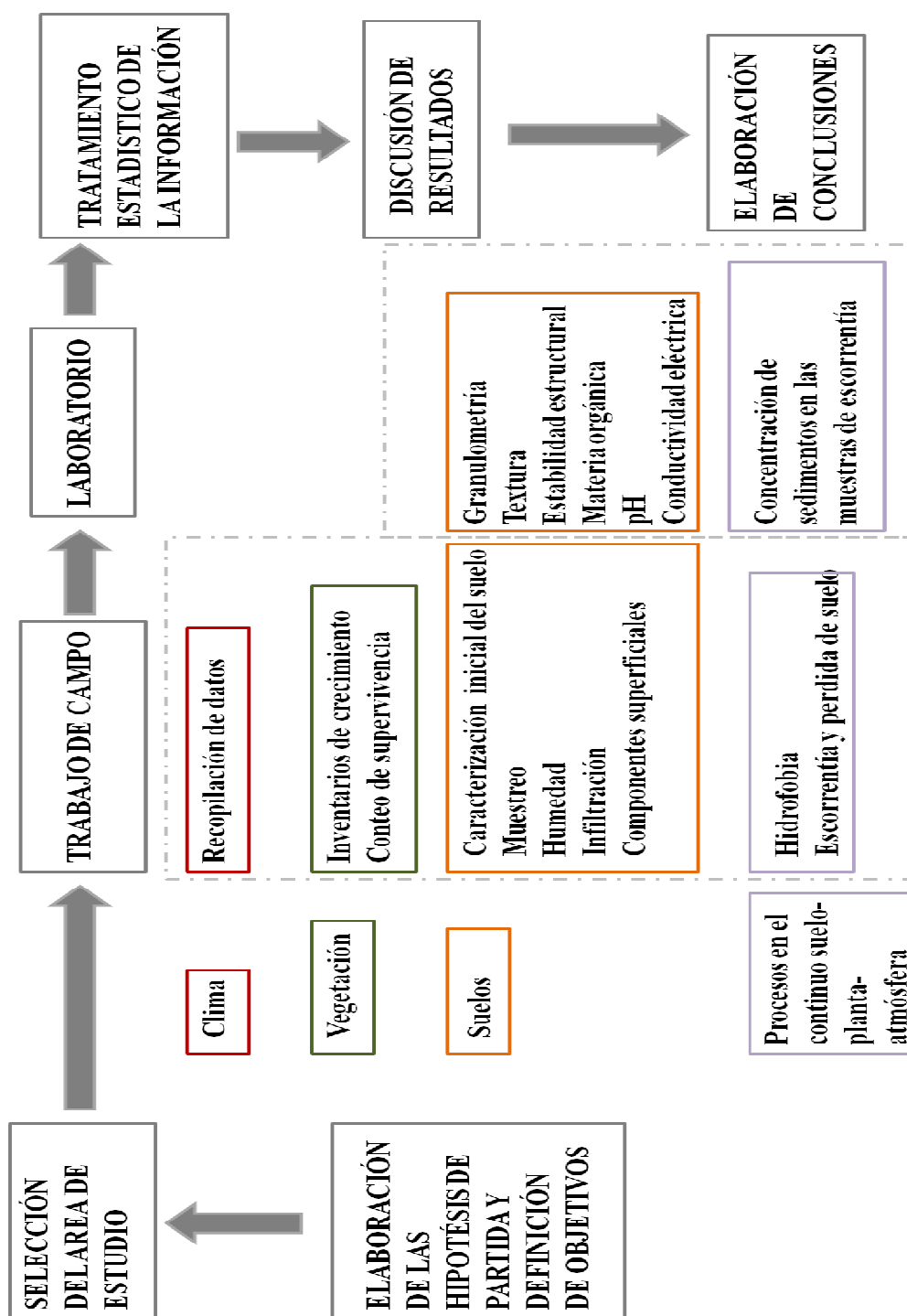


Figura. 3.1. Organigrama de las fases del trabajo realizado durante la investigación. Fuente: Elaboración propia.

1. SELECCIÓN DEL ÁREA DE TRABAJO

El primer paso fue seleccionar un área de estudio donde confluyesen una serie de criterios que expondremos a continuación.

1. El primer criterio y condición elemental para la selección del área de estudio donde ejecutaríamos la metodología propuesta, fue que estuviese localizada en un área geográfica de ecotono entre el régimen mediterráneo semiárido y el mediterráneo subhúmedo, ambos regímenes se encontraron en Sierra Almirajara. Las condiciones climáticas de la zona vienen determinadas por temperaturas medias que oscilan desde los 35° de máxima a los 4° de mínima, por tanto con una alta amplitud térmica. Los eventos pluviométricos registrados, ocurren principalmente a partir de los meses de noviembre y se prolongan hasta primavera, donde la media anual histórica registrada varía de 400 a 1000 mm. Ambos valores se encuentran dentro del rango definido por Laveé et al. (1998) entre 450 y 700 mm en el que, bajo condiciones climáticas mediterráneas, un área puede estar controlada por factores bióticos o abióticos, dependiendo de la intervención humana y de las características específicas del sitio en cuestión. Además, el índice de aridez de Martonne, indica una posición de transición entre el semiárido y el subhúmedo ($I_a = 1,52$), lo que nos permite enmarcar el área de estudio dentro de un ambiente de transición Mediterráneo, muy vulnerable a los procesos de desertificación.
2. El área es representativa de los parámetros morfológicos y fisiográficos comunes a la unidad geográfica de Sierra Almirajara. Esta representatividad, nos permitiría analizar un elemento común y no una excepción dentro de la unidad.
3. La ladera donde se emplazan las parcelas experimentales se vio afectada por dos incendios forestales ocurridos en los años 1975 y 1991. Además, tuvo un uso agrícola, con cultivos de cereales, hasta la mitad del siglo XX, posteriormente abandonada y más tarde recolonizada por parte de la vegetación natural mediterránea.
4. La inclusión del área dentro de un *Espacio Natural Protegido*, ofrecía la posibilidad de llevar a cabo el estudio de modo más controlado, lo cual garantizaba la fiabilidad de los resultados. Además, al tratarse de un Parque Natural, el proceso de revegetación ensayado cobraba una dimensión real y facilitaba su posible aplicabilidad futura.
5. Desde el punto de vista geológico, en el entorno afloran mármoles triásicos con intercalaciones esquistosas asociados al Complejo Alpujarride. El grado de

karstificación superficial, da lugar a la formación de Leptosoles líticos y Leptosoles eútricos con inclusión de Cambisoles crómicos. Se trata por tanto, de suelos de escasa potencia y elevada pedregosidad formados bajo vegetación de matorral más o menos aclarado, donde en numerosas ocasiones puede llegar a aflorar la roca madre en superficie. Todo ello es indicativo, a priori, de suelos degradados y susceptibles a los procesos de erosión.

2. TRABAJO DE CAMPO

El trabajo de campo se realizó desde octubre de 2010 a noviembre de 2011, llevándose a cabo diversos trabajos para la puesta en marcha de la red experimental: vallado del área para impedir el acceso exterior; construcción de las parcelas experimentales; homogeneización de las condiciones de partida mediante la eliminación de la vegetación natural previa; tratamiento con herbicida de la superficie del suelo; instalación del instrumental de medida en continuo; aplicación de la enmiendas objeto de estudio y las tareas de revegetación del área.

Una vez finalizadas las tareas de acondicionamiento de la red experimental y homogeneización del sistema, todas las parcelas se encontraron bajo la misma condición de partida, siendo por lo tanto su evolución espacio-temporal dependiente de otros factores relativos al manejo.

Posteriormente durante los meses de noviembre de 2011 hasta enero de 2014, se realizaron los trabajos referentes a la toma y recogida de la información ambiental que nos permitiría una vez analizada, extraer las conclusiones del presente estudio. Las tareas llevadas a cabo durante este periodo fueron:

1. Recopilación de información hidro-meteorológica
2. Muestreo del suelo en parcelas cerradas con distintos manejos/tratamientos
3. Recopilación de datos para el estudio del comportamiento hidrodinámico de los suelos
4. Medida de los procesos hidrológico-erosivos
5. Seguimiento espacio-temporal de la vegetación reforestada
6. Control de la cubierta vegetal y las características superficiales del suelo, es decir, del patrón eco-geomorfológico dentro de las parcelas cerradas

2.1. Puesta en marcha de la red experimental

A continuación se describirán en detalle todas las tareas relativas a la puesta en marcha de la red experimental, que tal como anteriormente se mencionó tuvo lugar entre los meses octubre del año 2010 y noviembre del año 2011. En resumen:

1. Vallado del área experimental y construcción de las parcelas experimentales cerradas
2. Estrategias/tratamientos para la restauración de los suelos
3. Caracterización de la vegetación dominante
4. Diseño del patrón de reforestación

2.1.1. Delimitación de las parcelas experimentales

Tradicionalmente, los modelos predictivos comúnmente aceptados sobre los que se fundamentan los estudios de erosión en la vertiente Mediterránea (MEDALUS, CORINE, etc.), salvo excepciones muy puntuales, no están acompañados de pruebas experimentales sobre parcelas piloto. Al carecer de esta calibración, meramente pueden ser considerados como indicadores respecto a otras zonas analizadas bajo la misma metodología. Científicamente, está demostrado que las parcelas experimentales facilitan el estudio dinámico de los procesos hidrológicos y erosivos, siendo esencialmente instrumentos de campo que permiten medir con cierta similitud la producción de escorrentía en una superficie delimitada, en la que conocemos las características edáficas, topográficas, recubrimiento del suelo, estado de la vegetación, sistemas de manejo aplicados y usos del suelo. Además cuando las condiciones de partida son similares, el uso de parcelas experimentales próximas entre sí, permite comparar datos relativos a la evolución de las propiedades físico-químicas y de la cubierta vegetal en un suelo al que se les ha introducido diferentes modificaciones (López-Bermúdez et al., 1993). Las parcelas presentan ventajas como el control de las variables dentro de ellas (Morgan, 1995), permiten la cuantificación de la escorrentía superficial y la tasa de erosión durante un periodo de tiempo concreto por unidad de superficie, una estimación del agua infiltrada y una evaluación espacial y temporal detallada de los procesos hidrológicos y erosivos (Ferreira et al., 2008). No obstante, se debe tener presente también cuáles son algunas de sus limitaciones como, siendo un unidad artificial, las parcelas no proveen de información sobre los procesos a lo largo de unidades naturales (como la ladera o la cuenca), específicamente sobre los procesos de acumulación y removilización (Ferreira et al., 1997).

En el marco del proyecto de Excelencia: Red Experimental de Medición de la Erosión (REME) (P09-RNM-5057), en el mes de septiembre del año 2010, con el fin de evitar posibles interferencias en los resultados, se acotó y valló una superficie de 0,75 ha, en una ladera orientada a solana de Sierra Almirajara que reunía las características anteriormente mencionadas en el apartado de selección del área de trabajo. Dentro de ella, se instalaron 32 parcelas experimentales con la idea de estudiar dos estrategias diferentes: (i) evaluar los procesos de degradación y recuperación natural en ambientes ecotono después de un impacto (fuego); (ii) evaluar los procesos de recuperación del

suelo y restauración de la cubierta mediante el uso de enmiendas en ecosistemas vulnerables a los procesos de degradación (Fig. 3.2).

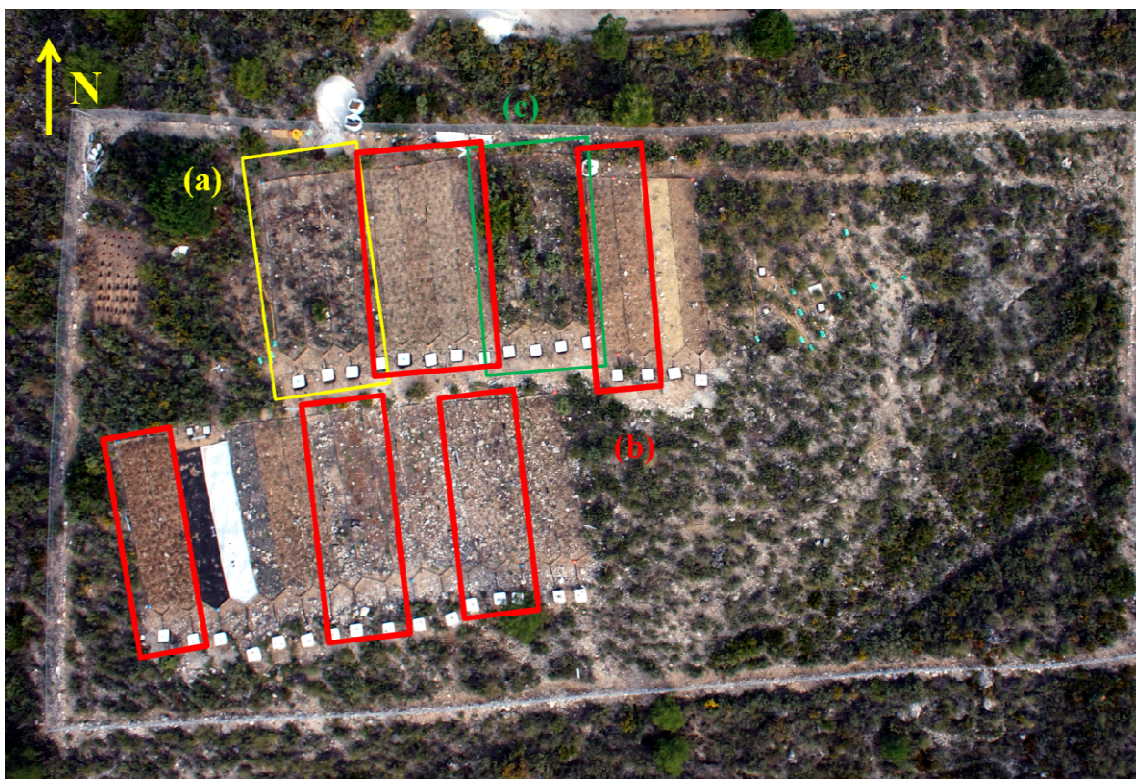


Figura. 3.2. Fotografía aérea del Proyecto de Excelencia Red Experimental de Medición de la Erosión (REME). (a) conjunto de parcelas experimentales destinadas a evaluar los procesos de degradación y recuperación natural en ambientes ecotono después de un impacto (fuego); (b) conjunto de parcelas experimentales destinadas a evaluar los procesos de recuperación del suelo y restauración de la cubierta mediante el uso de enmiendas en ecosistemas vulnerables a los procesos de degradación; (c) conjunto de parcelas experimentales donde la vegetación natural se ha mantenido que se usaran como referencia de la condición natural para el área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

En total se instalaron 32 parcelas para el proyecto mencionado, pero en esta tesis doctoral se han utilizado 12 de ellas. El diseño para las 12 parcelas experimentales fue el mismo y simultáneo en el tiempo. Se trata de parcelas experimentales cerradas de 2 m. de ancho y 12 m. de longitud, 24 m² de superficie total, que se han orientado de forma paralela a la línea de máxima pendiente. Así, la pendiente registrada para las 12 parcelas se correspondía con un 7,5 % y la orientación de las mismas fue N170°.

Para su delimitación/aislamiento, durante el mes de octubre del año 2010, se utilizaron lamas de acero (30 cm. de ancho x 100 cm. de largo), que fueron insertadas directamente y de forma mecánica a 20 cm. de profundidad en el perfil de suelo. Cada una de las parcelas experimentales tiene en la parte de menor cota, parte baja de las mismas, un canalón para recogida de sedimentos y agua de escorrentía con forma de V abierta. Este canalón, está comunicado con un depósito colector de alícuota de 250 litros

de capacidad (Fig. 3.3). La conexión entre el canalón y el depósito colector de alícuota, se ha realizado con un tubo de P.V.C flexible de 0,5 m. de longitud.

2.1.2. Homogenización del sistema

Para garantizar la uniformidad de las parcelas, y así garantizar las mismas condiciones de partida para todas ellas, en octubre del año 2010, la cubierta vegetal que de forma natural existía en el área experimental, fue eliminada mediante el desbroce de la misma (Fig. 3.3). Los restos vegetales procedentes del desbroce de la vegetación natural, que quedaron sobre la superficie de las parcelas, fueron retirados de forma manual con el fin de evitar posibles interferencias en los resultados finales.



Figura. 3.3. Establecimiento de las parcelas experimentales y homogeneización del sistema. Fuente: Elaboración propia.

Con el objetivo de mantener el suelo desnudo durante el consecutivo periodo de lluvias, que además estaba asociado a la estación húmeda mediterránea, en los meses de octubre 2010, noviembre 2010 y enero del año 2011, el suelo se trató con Glifosato (N-fosfonometilglicina, $C_3H_8NO_5P$, CAS 1071-83-6). El glifosato es un herbicida de amplio espectro, no selectivo, de baja perdurabilidad, y que además, está clasificado como de baja toxicidad por la Agencia de Protección Ambiental (EPA), así como la Organización Mundial de la Salud (OMS). Este herbicida es comúnmente utilizado en Andalucía para eliminar malezas en ambientes agrícolas, forestales y paisajísticos. La aplicación de glifosato, no permite el rebrote de las plantas debido a su acción supresora sobre los aminoácidos aromáticos de las plantas. Esto impide el desarrollo de los individuos vegetales durante el tiempo de actividad del compuesto en el suelo. Los efectos del herbicida están estimados entre unos 12 y 365 días, dependiendo de las dosis aplicadas y las características específicas de los suelos (Cox, 1995).

2.1.3 Estrategia para la restauración del suelo

Respecto a las estrategias diseñadas, cinco enmiendas han sido objeto de estudio en esta tesis doctoral. Las enmiendas se han seleccionado de acuerdo con el Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación (PAND) creado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Español, en cumplimiento con la “Convención de Naciones Unidas de lucha contra la desertización en los países

afectados por sequía grave o desertización” (París el 17 de junio de 1994). Concretamente, una de las líneas de este programa se centra en crear un inventario donde se recopilen una serie de tecnologías y técnicas de manejo del suelo relativas al control de la erosión. Este inventario trata de contribuir al *"Análisis, divulgación y explotación de resultados de programas de investigación, desarrollo e innovación tecnológica sobre desertificación"* (PAND, 2008). El inventario recopila, organiza y evalúa los avances de la comunidad científica, así como los del ámbito empresarial y de gestores del territorio, a través de los resultados obtenidos en proyectos técnicos y de investigación realizados hasta el año 2008.

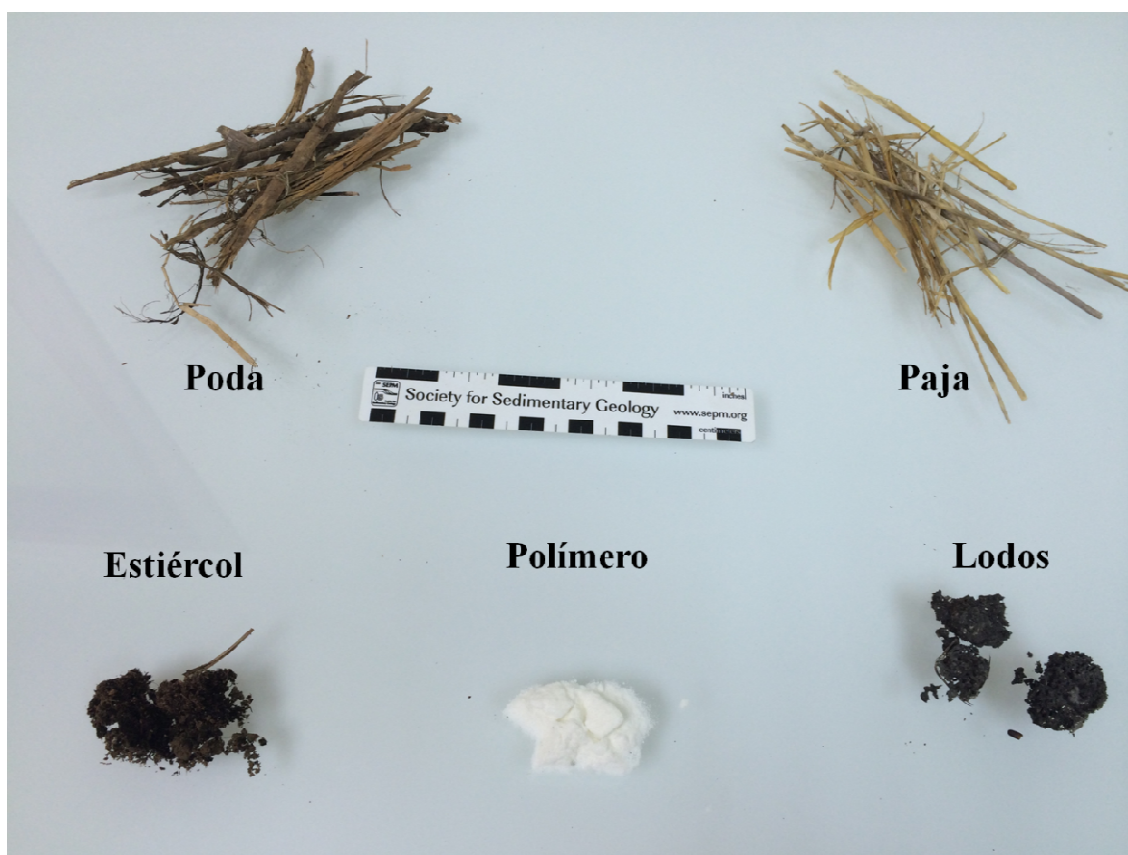


Figura. 3.4. Fotografía de las enmiendas objeto de estudio. Fuente: Elaboración propia.

En el marco del PAND hemos seleccionado 4 líneas independientes de regeneración/restauración de los suelos:

- (a) Mediante el uso de abonos verdes
- (b) Mediante el vertido de abonos de origen animal
- (c) Mediante el vertido de abonos orgánicos urbanos
- (d) Mediante el uso de acondicionadores físicos del suelo

En mayo de 2011, se aplicaron cinco enmiendas diferentes, directamente sobre la superficie del suelo, en 10 de las 12 parcelas experimentales (Fig. 3.4): (i) dos

parcelas se enmendaron con un mulching de paja; (ii) dos con mulching de astillas de Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.); (iii) dos con TerraCottem (polímero hidroabsorbente); (iv) dos con lodos de depuradora valorizados de la estación de aguas residuales del Rincón de la Victoria, Málaga (v) dos parcelas con estiércol vacuno. Todas las enmiendas se aplicaron en superficie y a una dosis de 10 Mg ha⁻¹ (Tabla. 3.2).

Tabla 3.2. Estrategias de recuperación para el suelo basadas en el uso de enmiendas. Fuente: Elaboración propia.

Enmienda	Estrategia	Dosis (Mg ha ⁻¹)	Método de aplicación
Mulch de paja	Abonos verdes	10	Vertido directo
Mulch de poda	Abonos verdes	10	Vertido directo
Lodos de depuradora	Abono orgánicos urbanos	10	Vertido directo
Polímero hidroabsorbente	Acondicionadores físicos	10	Vertido directo
Estiércol de origen vacuno	Abono de origen animal	10	Vertido directo

2.1.4. Caracterización de las especies vegetales dominantes en el área de estudio

La caracterización de especies dominantes en el entorno de la red experimental constituyó el primer paso para seleccionar con criterio las especies vegetales que iban a ser reforestadas. En el mes de septiembre de 2011, se midió la frecuencia de todas las especies vegetales clasificadas como perennes en el entorno inmediato. Esto permitió determinar que especies vegetales eran más abundantes en un área semejante y adyacente a las parcelas experimentales.

Para su determinación se utilizó una estrategia de muestreo basada en el recuento de los individuos que existen en un cuadrante de dimensiones conocidas y representativo del entorno de estudio (Ramírez González, 2006). En estos muestreos, el tamaño del cuadrante no es fijo, sino que es dependiente de la forma de vida y de la densidad de los individuos de cada zona. La dimensión del cuadrante se hizo atendiendo a los criterios definidos por Mostacedo y Fredericksen (2000). Según exponen, para obtener un muestreo representativo de áreas con presencia de árboles y arbustos, como es el caso del área objeto de estudio, es necesario el uso de una malla con dimensiones de 100 m² (Fig. 3.5).

La caracterización de las especies, así como su conteo, permitió determinar qué frecuencia de individuos de cada especie concreta existían en el muestreo. Por tanto, la

frecuencia representaba la probabilidad de encontrar una especie en la unidad muestral (Fig. 3.6). En la tabla 3.2 se presentan los resultados de frecuencia obtenidos para el muestreo de vegetación llevado a cabo en septiembre del año 2011, entre las especies más abundantes y por lo tanto características de la zona de estudio, se encontraron: *Thymus capitatus* L., *Rosmarinus officinalis* L., *Pinus halepensis* Mill., *Chamaerops humilis* L., *Rhamnus alaternus* L. y *Helicrypsium stoechas* L. (Tabla 3.3).

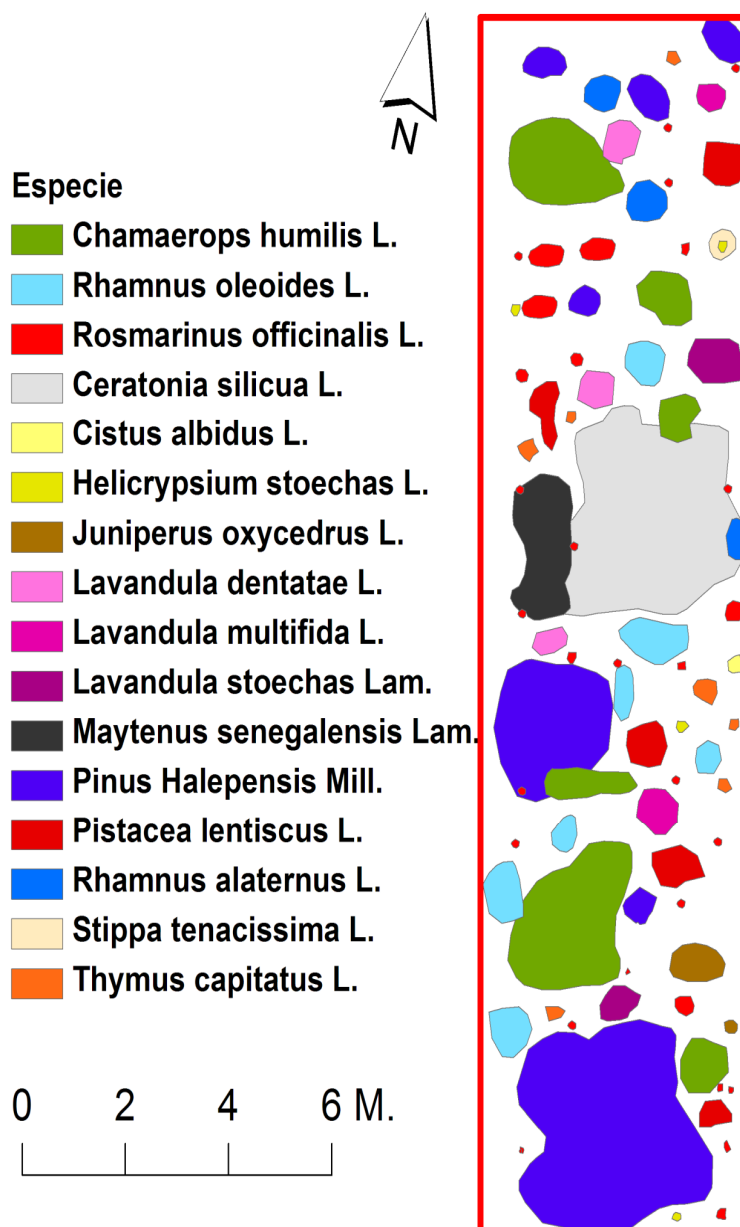


Figura.3.5. Cartografía de especies vegetales perennes presentes en el muestreo de la vegetación de la zona piloto-control en el entorno inmediato al área experimental. Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3.3. Caracterización y frecuencia de las especies dominantes para el área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

Familia	Especie	F. Absoluta	F. Relativa
Fabaceae	<i>Cerantonia silicua</i> L.	1,00	1,15
Arecaceae	<i>Chamerops humilis</i> L.	6,00	6,90
Cistaceae	<i>Cistus albidus</i> L.	1,00	1,15
Asteraceae	<i>Helicrypsium stoechas</i> L.	5,00	5,75
Cupressaceae	<i>Juniperus oxicedrus</i> L.	2,00	2,30
Lamiaceae	<i>Lavandula dentatae</i> L.	3,00	3,45
Lamiaceae	<i>Lavandula multifida</i> L.	2,00	2,30
Lamiaceae	<i>Lavandula stoechas</i> Lam.	3,00	3,45
Celastraceae	<i>Maytenus senegalensis</i> Lam.	1,00	1,15
Pinaceae	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	7,00	8,05
Anacardiaceae	<i>Pistacea lentiscus</i> L.	5,00	5,75
Rhamnaceae	<i>Rhamnus alaternus</i> L.	4,00	4,60
Rhamnaceae	<i>Rhamnus oleoides</i> L.	6,00	6,90
Lamiaceae	<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	33,00	37,93
Poaceae	<i>Stippa tenacissima</i> L.	1,00	1,15
Lamiaceae	<i>Thymus capitatus</i> L.	7,00	8,05

2.1.5. Plan de reforestación

En noviembre de 2011, seis meses después de la aplicación de las enmiendas, las diez parcelas enmendadas fueron reforestadas con el mismo número de plantas y patrón espacial. Las dos parcelas restantes, también desbrozadas en octubre de 2010 pero que no fueron enmendadas, también fueron reforestadas siguiendo el mismo patrón y número de las anteriores. Estas parcelas se utilizaron como referencia o control.

Un total de 74 individuos fueron plantados en cada parcela (Fig. 3.6). Se utilizaron plantones, que fueron adquiridos en el vivero del suministro oficial de la Junta de Andalucía (San Jerónimo, Sevilla). Todos los plantones venían acompañados de su pasaporte fitosanitario. Las especies ensayadas fueron: *Chamaerops humilis* L. (11 individuos), *Lavandula dentatae* L. (4 individuos), *Lavandula stoechas* Lam. (6 individuos), *Lavandula multifida* L. (12 individuos), *Rhamnus alaternus* L. (7 individuos), *Rhamnus oleoides* L. (3 individuos), *Pistacea lentiscus* L. (11 individuos), *Rosmarinus officinalis* L. (12 individuos) y *Thymus capitatus* L. (8 individuos). Los plantones se colocaron en filas paralelas a una distancia de 0,5 m., de tal modo que las plantas de cada fila se correspondían con el medio de la fila inmediata, formando triángulos equiláteros. El hoyo de plantación se hizo de forma manual y la profundidad fue de 25 cm., además no se realizó ninguna labor adicional alrededor del plantón. De esta forma, conseguíamos que las raíces no se entrecruzasen y se extendiesen con mayor facilidad. Este marco de plantación fue diseñado conforme al procedimiento habitual

utilizado por los gestores del parque natural, pertenecientes a la Consejería de Medio Ambiente y Territorio de la Junta de Andalucía. El proceso de reforestación implicó previamente el volteo del suelo en profundidad, concretamente en los 25 primeros centímetros del perfil. El patrón de reforestación para las parcelas se muestra en la figura 3.6.

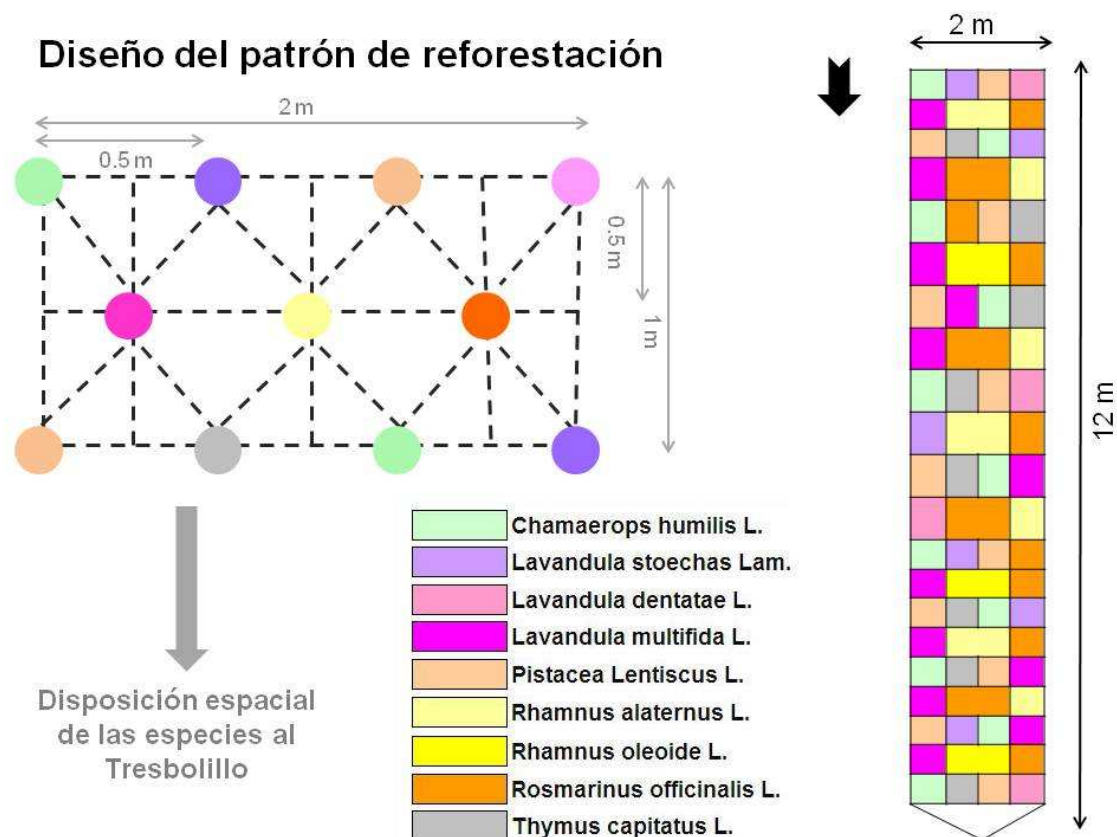


Figura. 3.6. Croquis de la estrategia de reforestación de las parcelas. Fuente: Elaboración propia.

2.2. Recopilación de las variables meteorológicas

La información pluviométrica se ha obtenido de forma automática a partir de una estación meteorológica, HOBO-station-U30, instalada dentro del área experimental en el mes de abril de 2011. Esta estación, que cuenta con un sensor inteligente para el registro de la precipitación modelo “S-RGB_M002”, permite tener acceso a los datos de pluviométricos acontecidos de forma casi simultánea en tiempo. Los registros pluviográficos consisten en anotaciones sucesivas del volumen de lluvia recogidos cada 15 minutos, siendo este valor el promedio del volumen correspondiente a cada minuto de dicho intervalo. Este sensor, está configurado para que únicamente cuantifique aquellos registros en los que el volumen sean igual o superiores a 0,2 mm.

De la misma estación meteorológica se han conseguido también información sobre otras variables meteorológicas (Tabla 3.4), lo que nos ha permitido durante todo el desarrollo del proyecto, tener información de forma ininterrumpida, hasta el fin de la investigación en enero de 2014.

Tabla 3.4. Variables meteorológicas medidas en el área experimental. Fuente: Elaboración propia.

Variable meteorológica	Sensor	Unidad de medida
Precipitación	S-RGB-M002	mm
Temperatura ambiente	S-THB-M00x	°C
Velocidad del viento	S-WSA-M003	m s ⁻¹
Racha de viento	S-WSA-M003	m s ⁻¹
Contenido de humedad del suelo a 15 cm	S-SMC-M005	cm ⁻³ cm ⁻³
Humedad ambiente	S-LWA-M003	%
Punto de rocío	S-THB-M00x	°C
Radiación fotosintéticamente activa	S-LIA-M003	W m ⁻²
Radiación solar	S-LIB-M003	W m ⁻²
Presión atmosférica	S-BPB-CM50	mbar

Mensualmente, desde noviembre de 2011 a febrero de 2014, los datos recopilados por la estación fueron descargados por medio del software HOBOWare Pro. Una vez obtenida la información desde el datalogger, cada variable fue almacenada y descargada a un fichero Excel, en el cual, los datos son tratados estadísticamente para obtener las medias diarias, mensuales y anuales.

2.3. Muestreo del suelo

El muestreo del suelo tuvo lugar entre los meses de mayo de 2011 y octubre de 2013. La toma de muestras se realizó coincidiendo siempre con el fin de las estaciones seca y húmeda del clima Mediterráneo. Las fechas de muestreo para todas las parcelas fueron:

- (a) Mayo 2011 (condición de partida)
- (b) Mayo 2012 (6 meses después de la reforestación)
- (c) Octubre 2012 (12 meses después de la reforestación)
- (d) Mayo 2013 (18 meses después de la reforestación)
- (e) Octubre 2013 (24 meses después de la reforestación)

La estrategia de muestreo fue la siguiente, se cogieron 4 muestras por parcela que fueron tomadas de los primeros centímetros del perfil de suelo, entre 0-10 cm. Las muestras fueron tomadas en puntos diferentes y aleatorios. Para obtener

representatividad en el muestreo, se dividió cada parcela en cuatro partes en base a las dimensiones de la misma, de tal forma que, en cada una de las subdivisiones resultantes se tomó 1,0 Kg. de muestra alterada.

Cada una de las muestras recogidas fue nombrada con una nomenclatura previamente definida. Hemos realizado la nomenclatura tal como se expone en el ejemplo siguiente: *A-SM-1-1*, donde cada sigla se corresponde con: *A*; *estrategia de recuperación* (A, abono verde; B, abono de origen animal; C, abono orgánico urbano; D, acondicionadores físicos); *SM*, *mulch de paja* (SM, mulch de paja; PM, mulch de astilla de Aleppo pine; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, TerraCottem polímero hidroabsorbente); *1*, *replica del tratamiento 1* (1, replica 1; 2, replica 2), *1*, *cuadrante inferior* (1, cuadrante entre los metros 0-3 desde base inferior de la parcela; 2, cuadrante entre los metros 3-6 desde base inferior de la parcela; 3, cuadrante entre los metros 6-9 desde base inferior de la parcela; 4, cuadrante entre los metros 9-12 desde base inferior de la parcela).

2.4. Hidrodinámica del suelo

El suelo se comporta como un medio poroso y por ello presenta una doble dualidad, por un lado, la de retener agua en sus poros y, por el otro, la de permitir su circulación. En este apartado describimos las variables/propiedades que se han tenido en consideración en este estudio a fin de caracterizar espacial y temporalmente, la hidrodinámica del suelo para cada uno de los tratamientos. Todas las propiedades seleccionadas fueron medidas *insitu* en el campo. Simultáneamente a la toma directa de los datos, hemos ido realizando el tratamiento estadístico de la información obtenida.

2.4.1. Humedad del suelo

Con el fin de monitorizar los datos relativos al contenido volumétrico de agua en el suelo bajo los diferentes tratamientos, en noviembre de 2011, se instalaron 36 sondas de humedad (HOBO S-SMC-M005) en las 12 parcelas objeto de estudio. El rango de medidas para estas sondas en el suelo va desde 0,00 a 0,55 m³ m⁻³ y la precisión de la medida después de su calibración es de $\pm 0,02$ m³ m⁻³.

Específicamente, se insertaron tres sondas directamente en cada parcela, cada una de ellas a una profundidad diferente en el perfil (5, 10 y 25 cm.). Su emplazamiento se justificó en base a lo expuesto en el capítulo anterior relativo a la caracterización del perfil para el área de estudio. Concretamente, estamos ante suelos con escasa profundidad (35-50 cm.), elevada pedregosidad superficial, donde en numerosas ocasiones la roca madre aflora en superficie. Esta distribución de las sondas de humedad (5, 10 y 25 cm.), nos ha permitido analizar las modificaciones introducidas por las

diferentes enmiendas en los procesos de humectación y desecación a lo largo de todo el perfil del suelo.

La monitorización de los datos de humedad se hizo de forma automática en un datalogger, para un periodo comprendido entre los meses de noviembre de 2011 y enero de 2014. Los valores de humedad para cada sonda, a las tres profundidades, se han registrado cada 15 minutos, siendo este valor el promedio del contenido volumétrico correspondiente a cada minuto de dicho intervalo. Mensualmente, coincidiendo con la descarga de los datos meteorológicos, los datos de humedad fueron almacenados en un fichero Excel, para cada parcela y profundidad, siendo tratados estadísticamente para obtener las medias diarias, mensuales y anuales.

2.4.2. Experimentos de infiltración y conductividad hidráulica no saturada

Existen estudios que muestran como el uso de enmiendas en el suelo puede modificar su estado de agregación, lo que a su vez tiene consecuencias directas sobre su porosidad (Jordán et al., 2010) y por tanto, en su respuesta hidrológica. Científicamente, la determinación de las tasas de infiltración y de la conductividad hidráulica no saturada han sido analizadas y explicadas mediante diversos métodos. Algunos proponen medir la conductividad a partir de la ecuación de Kozeny, en otros casos utilizan el método basado en el uso de la curva de retención de agua para medir la distribución del tamaño de los poros (Kutilek, 1994). Finalmente, otros autores proponen su estimación mediante otros métodos, como el permeámetro de disco o los infiltrómetros de tensión, que se basan en la aplicación de agua con potenciales de presión inferiores a cero. De esta forma, se puede controlar el flujo de agua en los macroporos. Cuanto más negativo es el potencial del agua, menor es el diámetro de los poros que están implicados en el flujo desde la superficie (White et al., 1992).

En cada conjunto, en puntos próximos a donde fueron emplazadas las sondas de humedad, hemos llevado a cabo a cabo cuatro medidas de conductividad hidráulica no saturada ($K_{r,sat}$), siguiendo el esquema de trabajo de Ruiz-Sinoga et al. (2003), mediante el uso del infiltrómetro de minidisco, cuyo uso nos permite conocer tal propiedad mediante el método propuesto por Zhang (1997). Estas medidas fueron realizadas en dos secuencias temporales diferentes atendiendo a condiciones de suelo seco y húmedo. Las fechas de muestreo seleccionadas fueron:

- (i) Agosto del año 2012 (condición de suelo seco)
- (ii) Mayo del año 2013 (condición de suelo húmedo)

El infiltrómetro de minidisco consiste en un tubo de ensayo graduado de 20 cm. de longitud y 2 cm. de diámetro. La parte inferior del tubo lleva adherida un disco de

cerámica porosa, mientras que el extremo superior del tubo queda abierto, a fin de poder ser llenado de agua destilada. En la base del tubo, justo por encima del disco poroso, hay un pequeño capilar insertado en la pared lateral. La función del pequeño poro lateral es crear una succión constante sobre la superficie de contacto entre el disco y el suelo. Para su utilización, se llena el tubo de agua, tapándose herméticamente por la parte superior mediante un tapón de goma y se coloca verticalmente, 90°, sobre la superficie del suelo. Previamente, debe eliminarse con cuidado y de forma manual las irregularidades del terreno, al objeto de conseguir un buen contacto hidráulico entre el infiltrómetro y el suelo.

Los experimentos con el infiltrómetro de minidisco se realizaron con tensiones de -0,5, -2,0 y -6,0 cm., lo que nos ha permitido evaluar el papel jugado por los diferentes tamaño de poros implicados en el flujo de agua a través del suelo. Esto es que cada una de las tensiones mencionadas, se relaciona con un tamaño de poro del suelo: macro-poros, meso-poros y micro-poros, respectivamente. Ello permite también dilucidar la influencia de los agregados y su tamaño en la respuesta hidrológica.

2.4.3. Medida de la hidrofobicidad del suelo

La hidrofobicidad del suelo es un factor importante que afecta a los procesos de escorrentía e infiltración y es, potencialmente, un componente clave en los modelos hidrológicos (Doerr et al., 2003; Doerr y Shakesby, 2009). Varios autores han observado que aplicar una fuente extra de materia orgánica puede inducir repelencia al agua sobre aquellos suelos que previamente no la presentaban (Chenu et al., 2000; Mataix-Solera et al., 2007). Esto facilita el encharcamiento del agua de lluvia en la superficie disminuyendo pues la infiltración (Jordán et al., 2010).

Para su determinación, en octubre del año 2013, la hidrofobia del suelo fue medida usando el test del porcentaje de etanol (TPE). El procedimiento llevado a cabo, *insitu* en el campo, consistía en la aplicación de gotas (0,05 mL.) de soluciones de distinta concentración de etanol en agua, que se colocaban sobre la superficie del suelo y se observaba si se producía su infiltración durante un intervalo de tiempo correspondiente a 5 segundos (Watson y Letey, 1970). Cada gota se dejaba caer desde una distancia no mayor de 15 mm, para evitar así un exceso de energía cinética que pudiese afectar a la infiltración. Las gotas con una tensión superficial mayor que la de la superficie del suelo permanecían sobre la superficie sin infiltrarse, mientras que las gotas con una tensión superficial menor se infiltraban instantáneamente.

En el TPE, la aplicación de gotas a distinta concentración y distinta tensión superficial, se hace de forma decreciente, es decir, con concentraciones de etanol crecientes. El procedimiento se repite hasta que una de las gotas resiste la infiltración y

acaba por infiltrarse en el suelo. De este modo, se asume que la solución cuya gota se infiltra dentro de los primeros 5 segundos tras su aplicación, tiene una tensión superficial menor a la de la superficie del suelo (Letey et al., 2000). Este intervalo de tiempo se seleccionó según los criterios de Crokford et al. (1991) y Doerr (1998). La concentración de etanol de la gota infiltrada, permitió la clasificación del suelo en una categoría determinada de tensión superficial tal como aparece recogido en la tabla 3.5.

Tabla 3.5. Clases de etanol utilizadas en la clasificación de la intensidad de repelencia de agua al suelo (Doerr, 1998). Fuente: Elaboración propia.

Clase de etanol	Intensidad de la repelencia al agua (Doerr, 1998)	Porcentaje de etanol (%)
1	Muy hidrofílico	0
2	Muy hidrofílico	1
3	Hidrofílico	3
4	Ligera	5
5	Moderada	8,5
6	Fuerte	13
7	Fuerte	18
8	Muy fuerte	24
9	Extrema	36

El test se realizó en superficie (0-1 cm.) además, fue puesto en práctica en diferentes ambientes y en condiciones de campo. Los dos microambientes seleccionados fueron:

1. Bajo matorral sin presencia de hojarasca, mantillo o enmienda en superficie, eliminados manualmente con la precaución de no alterar la capa más superficial del suelo.
2. Bajo suelo desnudo en suelos enmendados y sin enmendar.

Para cada microambiente, se realizaron diez repeticiones en cada una de las parcelas.

2.5. Medida de la escorrentía superficial

Las parcelas experimentales pueden ser percibidas como una micro-cuenca con límites definidos, las entradas ocurren en forma de precipitaciones y las salidas en forma de escorrentía, sedimentos y nutrientes (De Alba et al., 2002). Lo que se pretendía comprobar era como variaban esas salidas en función de la variabilidad de las entradas y en función de las características internas del sistema. Concretamente, la variación en las salidas relativas a los seis manejos aplicados (López-Bermúdez et al., 1993). Hemos realizado el análisis *insitu* mediante la recogida de escorrentía y sedimentos generados por los eventos lluviosos. El periodo de recogida de datos englobaba las fechas comprendidas entre los meses de abril de 2011 y enero de 2014.

Como ya hemos comentado, las parcelas experimentales estaban conectadas a depósitos cerrados de 250 L. de capacidad. Después de cada evento lluvioso, en cada depósito se midió la altura de la lámina de agua contenida. Como los depósitos tenían un volumen conocido, era fácil calcular el volumen de agua total almacenado en los mismos para cada evento. Este dato de volumen, se correspondería con el dato de escorrentía total (L.) emitido por la parcela para cada evento lluvioso, puesto que trabajamos sobre parcelas cerradas. Conocida la superficie total emisora, podían obtenerse los datos relativos a otras variables como la tasa de escorrentía (3.1) y el coeficiente de escorrentía generado (3.2). El procedimiento de cálculo fue de la siguiente forma:

$$Te (L m^{-2}) = Et (L) / Sp (m^2)$$

(3.1): Te; tasa de escorrentía ($L m^{-2}$), Et (L) el volumen de escorrentía registrado en el depósito después de cada evento pluviométrico, Sp (m^2) superficie de la parcela $24 m^2$.

$$Ce (\%) = Te (L m^{-2}) / (P \cdot 100)$$

(3.2): Ce; coeficiente de escorrentía para la parcela (%); Te, tasa de escorrentía ($L m^{-2}$); P, precipitación total registrada durante el evento pluviométrico (L).

Para la cuantificación de la pérdida de suelo, después de cada evento de escorrentía, se tomó una muestra de agua de 1,0 L. de capacidad de forma manual en cada depósito. Con el fin de que la muestra tomada fuese representativa para todo el contenido del depósito, previamente, se homogenizaba la mezcla de agua y sedimentos con una batidora durante un minuto. Para la toma de la muestra, el bote colector se introducía a una profundidad media que variaba en función de la altura de la lamina de

agua recogida en cada evento. Cuando el volumen total almacenado no superaba 1,0 L. de capacidad, el contenido del depósito era vertido completamente en el bote colector. Posteriormente los botes se trasladaban al laboratorio para su determinación analítica.

2.6. Dinámica espacio-temporal del patrón ecogeomorfológico

Resumiendo, la hipótesis de la investigación se fundamenta en la siguiente idea: “la adición de enmiendas al suelo favorecen los procesos de restauración de cubierta frente a los suelos que son reforestados y no enmendados. Esto se debe a que las enmiendas incrementan el aporte de materia orgánica y nutrientes por el proceso de descomposición de las mismas” (Smets et al., 2008; Jordan et al., 2010; Shazana et al., 2013). Por lo tanto, el seguimiento espacio-temporal del patrón de vegetación en cada parcela, constituye uno de los pilares fundamentales de esta tesis doctoral, puesto que el grado de recubrimiento y el estado de la vegetación reforestada, actúan como indicadores directos del efecto positivo o negativo que el tratamiento está ejerciendo en el proceso de restauración del suelo.

2.6.1. Seguimiento y control de la cubierta vegetal reforestada

La estrategia diseñada para el seguimiento espacio-temporal de la vegetación reforestada fue la siguiente: con independencia del manejo y una vez reforestadas las parcelas experimentales, en el mes de mayo de 2012, coincidiendo con el fin de la primera primavera, antes del inicio de la sequía estival, los 74 plantones plantados en cada parcelas experimental se supervisaron y se procedió al conteo de marras. A partir de ese momento los plantones se revisaron dos veces al año (entre los años 2012-2014), y siempre coincidiendo con los meses de septiembre y mayo, fin de la estación seca y húmeda mediterránea.

El conteo de los individuos se realizó *insitu*. Durante el conteo se fue anotando el estado fenológico (vivo o muerto) y el grado de desarrollo de cada platón (longitud del brote apical y diámetro mayor de la copa). La metodología se ha diseñado atendiendo a los criterios definidos por Gómez et al. (2001) y Castro et al. (2002). La obtención de estos datos nos permitió, tras el tratamiento estadístico de los mismos, extraer conclusiones acerca de la evolución de las diferentes especies reforestadas, establecer su relación con el manejo aplicado y poder verificar la hipótesis de partida de esta investigación.

2.7. Cartografía de los cambios en las condiciones superficiales de los suelos

Además del seguimiento de la cubierta vegetal reforestada, hemos realizado el cartografiado de los cambios espacio/temporales del patrón ecogeomorfológico en cada

tratamiento y, en concreto, de la condición superficial del suelo. El seguimiento se ha realizado en base a la metodología propuesta por Sinoga et al. (2009) para caracterizar en detalle los componentes superficiales del suelo. Así, cada parcela fue fotografiada usando una cámara digital Nikon D510 que estaba montada sobre una estructura metálica de 2 m. de altura (Fig. 3.7).

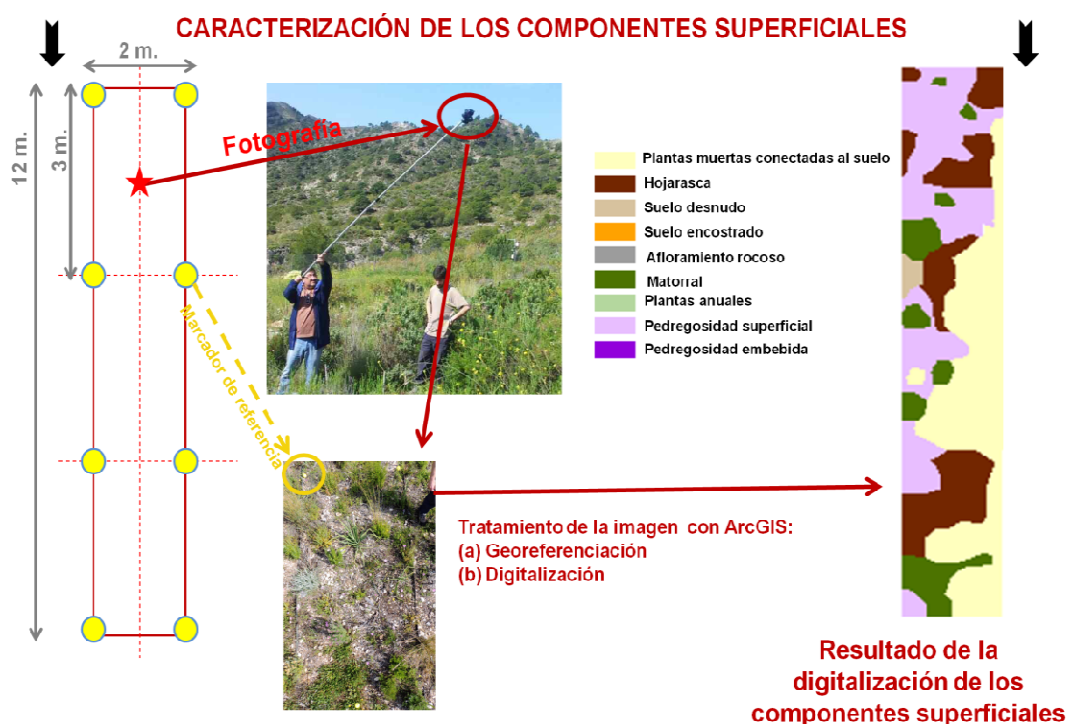


Figura. 3.7. Esquema metodológico para el seguimiento de la dinámica espacial y temporal del patrón ecogeomorfológico. Fuente: Elaboración propia.

Tomando de referencia la superficie de 24 m² de las parcelas, para una mejor resolución y encuadre de la fotografía, cada parcela se dividió en tres cuadrantes simétricos de 3 m. x 2 m., de tal forma que tres fueron las fotografías tomadas por parcela para cada campaña de muestreo. La cámara fue situada de forma perpendicular a la superficie del suelo, a una altura de 2 m. y sobre el centroide de cada cuadrante. Previo a la fotografía, se marcaron las esquinas de cada cuadrante con un GPS Leica 1200, esto resultó de gran utilidad de cara al tratamiento posterior de las imágenes. Este proceso se realizó dos veces durante el desarrollo de esta tesis:

- Mayo de 2013 (al final de la estación húmeda del segundo año hidrológico posterior a la reforestación)
- Septiembre de 2013 (al final de estación seca del segundo año hidrológico posterior a la reforestación)

Estas fotografías tendrán como fin la obtención de mapas de componentes superficiales para cada parcela, siendo de gran utilidad de cara al análisis de la información y extracción de las conclusiones finales. El tratamiento cartográfico de las fotografías tomadas se describirá en el apartado 4 de este capítulo, relativo al tratamiento de la información.

3. DETERMINACIONES ANALÍTICAS EN LABORATORIO

Paralelamente a los trabajos de campo, se fueron realizando las tareas de laboratorio. Estos trabajos englobaron las todas determinaciones analíticas para la caracterización de las propiedades físicas, químicas e hidrológicas en las diferentes campañas de muestreo, así como, las analíticas pertinentes para la cuantificación de las pérdidas de suelo en los eventos de escorrentía. Los procedimientos de análisis y/o medida se exponen detalladamente a continuación.

3.1 Propiedades edáficas

La elección de las propiedades edáficas de esta investigación se han realizado en base a dos criterios: (i) propiedades edáficas de ciclo corto y que por tanto, variaban de forma rápida tras la adición de las enmiendas; (ii) aquellas propiedades que en estudios previos habían demostrado cambio, cuando a los suelos se les adicionaban enmiendas (Jordán et al., 2010; Pérez-Lomas et al., 2010; Parras-Alcántara et al., 2013).

Previo al análisis, las muestras alteradas de suelo tomadas se dejaron secar al aire durante al menos 48 horas según su humedad. Tras este periodo, se separó una parte de la muestra total para analizar la estabilidad estructural. El resto de la tierra, se sometió a la destrucción de los agregados y se tamizó para calcular el contenido de gravas, previamente separando la fracción fina (inferior a 2,0 mm.).

3.1.1. Propiedades físicas

Para poder caracterizar los procesos eco-geomorfológicos bajo cada uno de los ambientes diseñados, las propiedades físicas seleccionadas en esta investigación fueron: contenido en gravas, textura o distribución granulométrica y estabilidad de agregados.

3.1.1.1. Contenido de gravas

La tamización de las muestras alteradas, a 2 mm., tenía por objetivo separar la fracción gruesa del suelo de la fina, obteniendo de este modo el peso total de gravas de la muestra. Así, podríamos conseguir el porcentaje de gravas del suelo para cada uno de

los tratamientos al relacionarlo con el peso total de las muestras de suelo. Una vez hallado el contenido total de gravas, estas se pasaron por tamices de 10 mm. y 5 mm., lo que permitía separar las gravas en tres tamaños diferentes ($\text{Ø} > 10 \text{ mm.}$; $10 < \text{Ø} < 5 \text{ mm.}$; $\text{Ø} < 5 \text{ mm.}$). De este modo se obtenía, además del porcentaje total de gravas respecto al peso total de la muestra, los porcentajes respectivos a los tres tamaños respecto al contenido total de gravas.

3.1.1.2. Textura o distribución granulométrica

La textura o granulometría del suelo tenía como objetivo calcular la composición elemental de una muestra de suelo, es decir, la distribución o proporción en que se encontraban las diferentes partículas minerales atendiendo a su tamaño. Existen diferentes clasificaciones de los tamaños texturales, en nuestro caso, hemos atendido a la establecida por el *United States Department of Agriculture* (USDA). El método seguido para su cálculo fue el de tamización y sedimentación, recogido por Maraños et al. (1994) y que se realiza atendiendo al siguiente protocolo de análisis.

- 1) El primer paso a realizar fue la destrucción de la materia orgánica (restos vegetales, trazas de enmiendas, etc.) contenida en la muestra de suelo. Para ello en un vaso de precipitado, se adicionaban 15 g. de muestra, peróxido de hidrogeno (H_2O_2) concentrado al 6,0 % (20 mL.) y agua (100 mL.). Posteriormente se dejaba secar la muestra en la estufa, sin que llegase a secarse del todo, con esto conseguíamos la evaporación del H_2O_2 . Este proceso debía repetirse hasta que en la muestra dejara de esfervecer, lo que era indicativo de la destrucción de los restos orgánicos. Puesto que hablamos de suelos carbonáticos, en algunas ocasiones fue necesario la disgregación con CIH, diluido 1:1, y posterior lavado de la muestra para eliminar restos de carbonato cálcico.
- 2) Una vez destruidos los cementantes, se debía dispersar la muestra. Para ello, se añadía a un vaso de precipitado con 250 mL. de agua destilada y 25 mL. de una solución dispersante. La mezcla resultante se colocaba en un multiagitador magnético durante una hora. Finalmente, el agua era posteriormente evaporada por adición de calor.
- 3) Tamización: consistía en el tamizado de la fracción fina del suelo, con las partículas ya sueltas, a través de tamices con distinta luz de malla (Ø). Este procedimiento resultaba útil para cuantificar las fracciones de mayor tamaño, es decir, las arenas ($2 \text{ mm.} < \text{Ø} < 0,063 \text{ mm.}$).

- i. Muy gruesa – tamiz 1 mm

- ii. Gruesas – tamiz de 0,5 mm
 - iii. Normales – tamiz de 0,25 mm
 - iv. Finas – tamiz de 0,125 mm
 - v. Muy finas – tamiz de fondo
- 4) Para determinar fracciones inferiores ($\phi < 0,063$ mm.) hemos utilizado el método de la sedimentación de la pipeta de Robinson. Este método se basa en la Ley de Stokes: “*La resistencia ofrecida por un líquido a la caída de una partícula, esférica y rígida, varía con la circunferencia de la esfera y con su superficie, es además proporcional a la viscosidad, y por tanto a la temperatura, y su valor es tres veces la velocidad de la caída*”. Para su cálculo se tomaba una determinada cantidad de suelo, $\phi < 0,05$ mm., que se dispersó en agua (probeta enrasada a 100,0 mL.). Posteriormente, se agitaba y se medía la T^a del contenido de la probeta. Basándonos en la ley de Stokes, obteníamos el momento y la profundidad a la que debíamos pipetear. Cada toma se vertía en una vasija de cerámica y se dejaba secar durante 24 horas, a 105° , para posteriormente, proceder al pesado de la muestra.

3.1.1.3. Estabilidad de agregados

La estabilidad de los agregados es una propiedad que hace referencia a la resistencia que tiene un suelo para mantener su propia estructura al estar los agregados sometidos a fuerzas externas, en concreto las derivadas de su humectación, impacto de las gotas de lluvia/paso de agua o un determinado proceso dispersivo. Por ello, esta medida puede utilizarse como un indicador de la estructura y de la estabilidad física del suelo (Hillel, 1998; Imeson, 1984). Existen diferentes métodos para medir la agregación del suelo, algunos están enfocados hacia la distribución de los agregados por tamaño y otros, hacia la estabilidad de los mismos. Entre otras, las más ampliamente utilizadas son: el tamizado en seco (Chepil, 1962; Kemper y Rosenau, 1986), tamizado en húmedo (Yoder, 1936; Van Bavel, 1952; Low, 1956; Kemper y Rosenau, 1986; Le Bissonnais, 1996), los test del impacto de gota de agua (Mc Calla, 1944; Imeson y Vis, 1984), los test de rotura o desagregación mediante ultrasonidos (Holz et al., 200) y los test de laboratorio, basados en la rotura de los agregados mediante simulación de lluvia (Roldán et al., 1996; Martínez-Mena et al., 1998).

En esta investigación, la agregación del suelo se basó en la medida de la estabilidad estructural. Específicamente, el procedimiento utilizado fue por el método de Wet-Sieving (Kemper y Rosenau, 1986; Smith et al., 1992; Madari et al., 2005). Esta metodología consistía en la utilización de tamices que fueron llenados con una cierta cantidad de agregados, 4 g. de muestra de suelo, y colocados en un artefacto mecánico que los sometía a agitación. Concretamente, los tamices fueron colocados encima de

unos recipientes llenos de agua destilada que se movían arriba y abajo durante un intervalo de tiempo determinado: tres minutos para obtener la fracción inestable de la muestra y ocho minutos para la estable. Los agregados inestables procedentes de los 4 g. de muestra, caían pasando a través de tamices con distinta luz de malla (2 mm.; 1mm.; 0,5 mm.; 0,250 mm.; 0,125 mm. y 0,053 mm.), quedando depositados en el recipiente con agua ubicado debajo de cada tamiz. Para el cálculo de la fracción estable de la misma muestra, estos recipientes eran sustituidos por otros que contenían una solución dispersante, lo que facilitaba la ruptura de los agregados contenidos en el tamiz (NaOH para suelos con $\text{pH} < 7$ y hexametfosdato sódico para suelos con $\text{pH} > 7$). Posteriormente, se procedía al secado de los recipientes con los agregados, estables e inestable, en la estufa para determinar el peso en seco de los mismos.

Teóricamente, la fracción estable (3.3) es igual al peso obtenido en los vasos de la solución dispersante dividido por la suma de los pesos obtenidos en los recipientes de la solución dispersante más el agua destilada.

$$\text{F.E} = P_{sd} / (P_{sd} + P_a)$$

(3.3); F.E, fracción estable; P_{sd} , peso del agregado en la solución dispersante; P_a , peso de los agregados en el agua destilada.

Concretamente, para el análisis de los resultados nos hemos basado en el concepto de macro y microagregado descrito en principio por Edwards y Bemner (1967) y retomado por Tisdall y Oades (1979; 1982), Elliot (1986) y Miller y Jastrow (1990). Estos autores establecían un umbral de macro y microagregados en el tamaño $250 \mu\text{m}$ (0,250 mm). Además, el hecho de que la agregación se haya limitado a la capa superficial del suelo venía motivado por dos supuestos de partida: (i) es la capa superficial del suelo la que puede presentar mas variaciones espacio/temporales en su estructura, respecto los horizontes en profundidad, debido a su exposición a los agentes externos; (ii) las características del horizonte superficial del suelo condicionan el funcionamiento de algunos procesos geomorfológicos, que a su vez, serán determinantes en el desencadenamiento de los procesos erosivos (Boix-Fallos, 1999).

3.1.2. *Propiedades químicas*

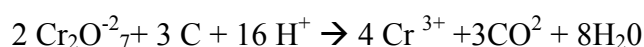
Las propiedades químicas analizadas en el laboratorio se han seleccionado en función de bibliografía previa consultada (Albiach et al., 2001; Ferreras et al., 2006; Gonzalez-Ubierna et al., 2012). Estos estudios manifestaban que tras la adición de enmiendas al suelo, las propiedades químicas susceptibles de sufrir cambios a corto plazo eran básicamente tres: contenido de materia orgánica, pH y conductividad

eléctrica. Cabe decir además, según describen otros autores, que el control de estas propiedades es de vital importancia para la supervivencia y desarrollo de la vegetación reforestada (Allakherdiez et al., 2000; Parida y Das, 2005).

3.1.2.1. Contenido de materia orgánica

La determinación de la materia orgánica (MO) resulta fundamental para el conocimiento de la productividad agrícola y forestal de los suelos (García Orenes et al., 2010). En esta investigación la materia orgánica fue determinada a partir del método de Walkely y Blank (FAO, 2006). El método de combustión húmeda de Walkley-Black consiste en una oxidación con dicromato de potasio en medio de ácido sulfúrico. La reacción toma el calor de la disolución del ácido, lo que eleva la temperatura y logra la oxidación del carbono orgánico presente en el suelo. El dicromato residual es posteriormente titulado con una sal ferrosa (Carreira, 2005).

La materia orgánica (MO) es un componente dinámico del suelo, que responde selectiva y rápidamente a los cambios de manejo y distintos tipos de disturbios. Tanto el carbono, que se encuentra en distintos niveles de oxidación dentro de la MO del suelo, como el oxígeno y el hidrógeno constitutivos de la misma, pueden reaccionar con el dicromato en diferentes sentidos y proporciones. Pero experimentalmente se ha determinado una proporcionalidad entre la cantidad de CO₂ desprendido en la oxidación por vía húmeda y la cantidad de ácido crómico reducido, sugiriéndose una compensación de las reacciones de hidrogeno y oxígeno orgánicos (Walkely y Blank., 1934). Por ello, se asume que, cada átomo de carbono es oxidado desde un estado de oxidación de 0 a un nivel +4, reflejando de esta manera todo el intercambio de electrones en la reacción (3.4).



(3.4); Reacción de oxidación del dicromato potásico.

El potencial reductor del sistema está fuertemente asociado con la concentración de H₂SO₄ y la temperatura de reacción, por lo que un aumento en la concentración en la concentración de ácido incrementaría la fuerza oxidante del sistema pero reduciría la temperatura alcanzada en la disolución. La reacción 2:1 de ácido dicromato, indicada por Walkey y Black (1934) resulta ser la optima para alcanzar temperaturas cercanas a 120-140 °C, para ello es conveniente la rápida disolución del ácido, lograda a través de la agitación orbital del recipiente de reacción (tubo o Erlenmeyer), evitando que queden partículas de suelo adheridas a las paredes del mismo y fuera del alcance de la mezcla

oxidante. Es muy probable que el contenido de materiales finos y alofánicos en la muestra de suelo, afecten al nivel de oxidación del carbono debido a la formación de microagregados estables que protegen la MO. Por ello, es aconsejable que el grado de molienda del suelo sea tal que permita su paso por un tamiz de 0,5 mm para asegurar una mayor recuperación del CO y evitar errores.

Los procedimientos para su determinación fueron los siguientes: Se partía de 0,1-2,0 g. de muestra pulverizada a 0,5 mm. La cantidad de muestra dependería de contenido de carbono (C) esperado: se pesaban 2 g. cuando se sospechaba un contenido de MO menor al 1%, 1 g. para muestras que puedan presentar entre 1-3 % ó 0,5 g. para contenidos superiores al 3%. La muestra se introducía en un matraz Erenmeyer de 500 m³ y se agregaban 10 cm³ de dicromato potásico 1M, y 20 cm³ de ácido sulfúrico concentrado, agitando durante 30 segundos, al cabo de los cuales se dejaba reposar durante media hora. A continuación, se agregaban unos 200 cm³ de agua destilada y se dejaba enfriar hasta temperatura ambiente. Se añadían 10 cm³ de ácido fosfórico concentrados a 1 cm³ de solución indicadora de difenilanina, la cual se preparaba disolviendo 0,5 g. de difenilanina en polvo con 100 cm³ de H₂SO₄ concentrado y 20 cm³ de agua destilada. A continuación se procedía a la valoración del exceso de dicromato potásico que no había reaccionado mediante la incorporación, con bureta, de solución de sal de Mohr 0,5 M. La sal de Mohr se preparaba disolviendo 197 g. de (SO₄).Fe(NH₄)₂.H₂O en 1 L. de agua destilada, al que se añadían 10 cm³ de H₂SO₄ concentrado.

En la valoración, el color de la muestra de la solución podía cambiar de azul a verde manzana. Así, el porcentaje de C de muestra venía dado por la ecuación (3.5):

$$C (\%) = \{(B-M) * 0.95 * f\} / P$$

(3.5); M, Volumen de la sal de Mohr consumido durante la valoración de cada muestra, B, volumen de la sal de Mohr consumida en el blanco; P, peso en gramos de la muestra; F, es un factor de la sal de Mohr que corrige su normalidad.

Este factor siempre debe ser 1, excepto cuando la sal de Mohr está mal preparada o se está oxidando con en tiempo y en presencia de la luz. Para calcular el factor de la sal de Mohr, se titulaba una mezcla de 5 cm³ de sal de Mohr =0,5% M, 250 cm³, donde se procedía a valorar el volumen de KMnO₄ =0,1 N que reaccionaba con un volumen conocido de sal de Mohr al cambiar el color del primer tono de rosa (color del permanganato). El factor de la sal de Mohr se calculó como F=M/25, donde M era el volumen de KMnO₄ gastado al valorar. Finalmente, el porcentaje de MO se obtenía al multiplicar el C por el factor empírico 1,724 propuesto por Walkley (1947).

3.1.2.2. pH

El pH del suelo es una propiedad química que indica el grado de acidez de un suelo concreto (Parida y Das, 2005). Concretamente, la medida del pH para una suspensión de suelo en agua, indica la concentración de iones H_3O^+ disociados en el líquido sobrenadante en equilibrio con los no disociados, fijados sobre algunos de los constituyentes sólidos del suelo como son los minerales arcillosos, la materia orgánica y algunos compuestos en los que el aluminio está asociado a moléculas de agua o a iones OH^- . Estos constituyentes se encargan de amortiguan las variaciones el pH de los suelos (Allakhverdiev et al., 2000; Thomas, 2002).

Científicamente está demostrado que la adición de enmiendas a los suelos puede introducir variaciones significativas en el pH, lo que a su vez, afectaría de forma negativa a la supervivencia de las planas reforestadas (Ferrerías et al., 2006, Guang-Ming et al., 2006; Li et al., 2007). En base a esto, nos interesaba conocer la evolución del grado de alcalinidad o acidez del suelo tras los seis tratamientos aplicados. Por ello, se determino el pH de los mismos dos veces al año después de que las enmiendas fuesen aplicadas.

Existen diferentes métodos de determinación de la acidez de un suelo, aunque todos están basados en la medida del pH. Según la Sociedad Internacional de la Ciencia del Suelo (ISSS), la medida de pH más usual es la relación de suelo:agua = 1:2,5. Además, según esta sociedad, la medida del pH se debe realizar potenciométricamente usando como instrumento de medida un pHmetro. Concretamente, la lectura se basa en la ecuación de Nernst (3.6). Es por esto que como electrodo indicador se debe utilizar un electrodo de vidrio. Como electrodo de referencia se debe utilizar un electrodo de calomelanos saturado.

$$E = E_0 - (2.3 RT. \text{PH})/ nF$$

(3.6); $R = 8.314 \text{ J}^\circ \text{K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$; $F = 96493 \text{ C}$; n , número de electrones trasferidos. El potencial de pila a 25°C (E_p), $E_p = E + 0.0591 \text{ pH}$. El valor de E dependerá del potencial de electrodo de referencia y los potenciales de unión (potencial del electrodo interno y potencial de asimetría de la membrana de vidrio).

En este estudio la medida del pH se ha realizado con un pHmetro modelo Crisol GLP 21 pH. El procedimiento de preparación de muestra fue el siguiente: se colocaba una muestra de 20 g. de suelo, previamente secada al aire y tamizada a 2 mm., en un vaso de precipitados de 100 mL. A continuación se añadían 50 mL de agua destilada, la mezcla resultante se movía de forma suave con una varilla de vidrio hasta

obtener una pasta homogénea (ISRIC, 2002). Finalmente, se realizaba la medida potenciométrica del pH con el pHchímetro.

3.1.2.3. Conductividad eléctrica

Cuando un suelo tiene un exceso de sales solubles se le denomina suelo salino. La salinidad del suelo está directamente relacionada con las características intrínsecas al mismo (composición química, textura, estructura, etc.), así como, con el aporte extra de aniones y cationes derivados del manejo aplicado al mismo. Existen estudios que demuestran variaciones en el contenido de sales de un suelo después de la adición de enmiendas al mismo. La medida de la conductividad eléctrica (CE) del suelo permite estimar, en forma casi cuantitativa, la cantidad de sales que contiene. En este estudio, el análisis de la CE en los diferentes tratamientos, se realizó para establecer si las sales solubles se encontraban en cantidades suficientes como para afectar la germinación normal de las semillas, el crecimiento de las plantas o la absorción de agua por parte de las mismas.

La CE se mide a través de la resistencia que ofrece el paso de la corriente a la solución que se encuentra entre los dos electrodos paralelos de la celda de conductividad, concretamente al sumergirla en la solución. El suelo, al igual que cualquier material conductor eléctrico, se opone al paso de la corriente eléctrica y ofrece una resistencia que puede ser calculada mediante una ecuación (3.7).

$$R = \rho * (L/A)$$

(3.7); R, Resistencia (Ω); ρ , Resistencia específica ($\Omega \cdot m$); L, Longitud(m); A, Superficie (m^2).

La resistencia específica (ρ) también se denomina resistividad del conductor o, en nuestro caso, resistividad del suelo. Tratándose de conductores metálicos, la resistividad depende únicamente de las características del conductor. Cuando se trata de una disolución química, además de la naturaleza eléctrica (radio iónico, carga eléctrica, grado de disociación y movilidad iónica) de las sustancias disueltas en el medio (electrolitos), la resistividad depende de las características del disolvente, normalmente del agua y de la temperatura. Para el caso de un suelo o sustrato homogéneo, la resistencia específica depende al menos de tres factores: (i) la matriz que lo constituye, que a su vez depende de otros factores tales como, la composición química, la textura, la estructura y la porosidad; (ii) el contenido en electrolitos susceptibles de conducir la corriente eléctrica y (iii) el contenido en humedad.

En aplicaciones físico-químicas es frecuente utilizar las magnitudes inversas; es decir, utilizar el valor $1/V$ para referirse a la variable V. De ahí que, a la magnitud inversa ($1/R$) de la resistencia eléctrica (R) se la denomine conductancia ($G = 1/R$). La

conductancia se expresa en Siemens (S). Un Siemen equivale a un Ω^{-1} . Hace algunos años, al Ω^{-1} se le denominaba “mho”, por su relación inversa con el “ohm”; actualmente, esta expresión, lo mismo que sus múltiplos o submúltiplos (“mmho”), no debe ser utilizada.

Frecuentemente, para la medida de la resistencia que ofrece un conductor al paso de la corriente eléctrica se utiliza la conductividad específica (K), que se define como la conductancia (G) que presenta un prisma de dicho conductor, de 1 m^2 de sección y 1 m de longitud. De lo anteriormente expuesto se desprende que:

$$K = (1/R) * (L/A)$$

(3.8); K, Conductividad específica ($\text{S} \cdot \text{m}^{-1}$); R, Resistencia (Ω); L, Longitud (m); A, Superficie (m^2).

La conductividad específica se expresa en Siemens por metro ($\text{S} \cdot \text{m}^{-1}$), que equivalen a $\Omega^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Para facilitar los cálculos y evitar el uso de decimales, es habitual utilizar otras unidades, tales como $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (microsiemen por centímetro).

Existen diferentes métodos de determinación de la salinidad del suelo, todos ellos basados en la medida del CE. La medida de CE más usual es la de la relación de suelo: agua = 1:5, recomendada por el Centro de Referencia Internacional del Suelo e Información (ISRIC, 2002). Para medir esta propiedad se colocaba una muestra de 30 g. de suelo, previamente secada al aire y tamizada por malla de 2 mm., en un vaso de precipitado de 250 mL. A continuación, se añadían 150 mL de agua desionizada. La mezcla resultante se sometía a agitación durante dos horas. Posteriormente, se centrifugaba la mezcla a 300 rev/min durante un tiempo de cinco minutos para obtener el extracto de saturación correspondiente. Finalmente, sobre el extracto obtenido (sobrenadante) se realizaba la medida con un conductivímetro modelo Crisol-Micro-CM-2200-conductivity-meter (ISRIC, 2002).

3.1.3. Propiedades hídricas

La curva de retención hídrica, de humedad del suelo, expresa la capacidad que tiene este de retener agua en función de su estado energético (Baver, 1972) o potencial mátrico, es decir, de la tensión o succión ejercida. Por tanto, se trata de la curva que establece la relación entre el potencial matricial y la humedad volumétrica que depende de la fuerza ejercida por la matriz del suelo reteniendo un volumen determinado de agua (Rubio y Esteve, 2003).

Para la determinación de la curva de retención hídrica hemos utilizado dos métodos, que variaban en función de la tensión requerida para someter a succión al

suelo. Para los valores de pF 0,0; 0,4; 1,0; 1,5; 2,0 y 2,3 hemos utilizado cilindros con muestras inalteradas y el recipiente de tensión hídrica o “sand box” (Stackman *et al.*, 1969; Martínez-Fernández, 1996). Para los valores de pF 3,0; 3,5 y 4,2 hemos utilizado agregados de suelo (tamaño >10 mm) y la membrana a presión o de Richards (Richards, 1947; en Martínez-Fernández, 1996).

El contenido de agua en cada una de las muestras, una vez que ya alcanzaban un estado de equilibrio con la tensión ejercida, se ha obtenido mediante el *método gravimétrico*, que consiste en el cálculo de la humedad por diferencia de peso entre el suelo en condiciones naturales y después de secarlo en la estufa, a 105°C, durante 24 horas (Reynolds, 1970):

$$(3.9) \quad H (\%) = [(P_h - P_s) / P_s] * 100$$

(3.9): H , humedad del suelo en porcentaje; P_h , peso de la muestra antes de ser secada; P_s , peso de la muestra después de secarla en la estufa.

El contenido de agua en el suelo lo hemos calculado, también, obteniendo el valor de la humedad volumétrica en cada una de las tensiones mencionadas. El cálculo se ha realizado de la siguiente forma:

$$(3.10) \quad \theta (cm^3 \cdot cm^{-3}) = H_g \cdot \rho_b$$

$$(3.11) \quad H_g (g \cdot g^{-1}) = \frac{P_h - P_s}{P_s - t}$$

(3.10; 3.11): Donde: θ , humedad volumétrica; H_g , humedad gravimétrica; P_h , Peso del suelo húmedo; P_s , peso del suelo seco.

3.2. Cuantificación de la pérdida de suelo

Las muestras de escorrentía y sedimentos, que fueron tomadas de los depósitos de las parcelas cerradas después de los eventos lluviosos, fueron trasladadas al laboratorio para la obtención del peso total de sedimentos arrastrados por la escorrentía superficial. Una vez allí, el contenido total del bote de 1,0 L. recolectado, se trasladaba a una vasija de cerámica donde el contenido de agua de la misma se evaporaba en una estufa (105°C), lo que permitía que los sedimentos quedasen depositados en la base de la vasija. Mediante diferencia de pesado, obteníamos el peso de sedimentos para 1,0 L. de muestra evaporada. Todo ello, proporcionaba la información requerida para obtener

posteriormente diferentes tasas para la cuantificación de la erosión generada en cada evento de la forma que expondremos a continuación.

Una vez obtenido el dato escorrentía total almacenada en el depósito, para cada evento y medidos los sedimentos en el laboratorio, podíamos calcular los sedimentos totales emitidos a través de la siguiente fórmula (3.12). Posteriormente, a partir de los sedimentos emitidos y conocida la superficie de la parcela, obteníamos los datos relativos a la concentración de sedimentos (3.13) y la tasa de erosión o pérdida de suelo (3.14) de la siguiente forma:

$$St \text{ (g)} = Sm \text{ (g)} \cdot Et \text{ (L)} / V \text{ (l)}$$

(3.12): St; sedimentos totales emitidos por la parcela (kg.), Sm; sedimentos pesados en la muestra de 1.0 l (g); Et; escorrentía total (L) generada durante el evento de precipitación, V; volumen de escorrentía para la muestra tomada (L).

$$Cs \text{ (g L}^{-1}\text{)} = St \text{ (g)} / Et \text{ (L)}$$

(3.13): Cs; concentración de sedimentos (g L⁻¹), St; sedimentos totales (g), Et; escorrentía total (L).

$$Ts \text{ (g m}^{-2}\text{)} = St \text{ (g)} \times Sp \text{ (m}^2\text{)}$$

(3.14): Ts; tasa de erosión (g m⁻²), St (g) sedimentos totales registrados en el depósito después de cada evento pluviométrico, Sp (m²) superficie de la parcela 24 m².

4. TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN

A la fase de campo y de determinaciones analíticas en el laboratorio, ha seguido otra de análisis de la información recopilada en ambas. Esta información ha sido tratada desde un punto de vista estadístico y cartográfico.

Así, el análisis estadístico está encaminado hacia la caracterización y validación de los datos obtenidos, la definición de posibles relaciones entre distintas variables, el reconocimiento de estructuras que permitan unificar las variables en grupos o unidades y la determinación de aquellas que repercutan en mayor medida sobre el objeto de análisis fundamental de la investigación, las interacciones de los elementos que forman el continuo suelo-agua-planta para cada tratamiento.

Por su parte, el análisis cartográfico ha tenido el objetivo elemental de representar el sistema eco-geomorfológico en cada tratamiento, en cuanto al patrón de vegetación, características superficiales del suelo y el funcionamiento hidrodinámico de

dicho sistema.

4.1. Procedimientos estadísticos

Los diferentes datos (topográficos, de vegetación, edáficos, hídricos y erosivos), que fueron recopilados durante la fase experimental y analítica, han sido objeto de la aplicación de diferentes técnicas o test estadísticos. El objetivo pasaba por caracterizarlos y observar los fenómenos de interacción existentes entre ellos.

4.1.1. Medidas de tendencia central

Las medidas de centralización determinan los valores en torno a los cuales se agrupan las demás observaciones de una determinada variable. Es usual que la distribución de frecuencias no sea simétrica o normal, sino que, al contrario, sea asimétrica por lo que es necesario buscar los dos valores centrales principales, la media y la mediana.

4.1.2. Medidas de dispersión

Las medidas de dispersión informan acerca de los límites en los cuales se encuentran distribuidos los valores. Podemos encontrar medidas de dispersión absoluta y medidas de dispersión relativas. De entre estas medidas de dispersión absolutas han sido halladas aquellas que no tienen encuentra ningún promedio central y aquellas otras que si están referidas a un valor central.

Respecto a las medidas de dispersión no referidas a un valor central, se calculó el percentil (Galton, F. 1985), que indica, una vez ordenados los datos de menor a mayor, el valor de la variable por debajo del cual se encuentra un porcentaje dado de observaciones en un grupo de observaciones (3.15). Por ejemplo, el percentil 20 es el valor debajo del cual se encuentran el 20 por ciento de las observaciones.

$$x = \frac{n * i}{100}$$

(3.15); n, es el número de elementos de la muestra; i, el percentil.

En cuanto las referidas a un valor central, estas se basan en el cálculo de la distancia entre cada valor de la variable y la media aritmética. De entre todas las existentes, se han calculado por su importancia la varianza y la desviación típica.

La varianza (3.16) es la media aritmética de los cuadrados de las desviaciones de los valores de la variable respecto a la media:

$$\sigma^2 = \frac{\sum(x - \bar{x})^2}{n}$$

(3.16); σ^2 es la varianza; x , valor de la variable; \bar{x} , la media de la variable; n , número de registros de la variable.

Y la desviación típica (3.17), es la raíz cuadrada de la varianza:

$$\sigma = \sqrt{\sum \frac{(x - \bar{x})^2}{n}}$$

(3.17); σ es la desviación típica; x , valor de la variable; \bar{x} , la media de la variable; n , número de registros de la variable.

Como medidas de dispersión relativa hemos calculado el *coeficiente de variación* (CV). Este coeficiente es una medida de la relativa variabilidad de una distribución de frecuencias y se define como la ratio de la desviación estándar con respecto a la media aritmética. Esta medida ofrece la ventaja de ser adimensional, lo que la capacita para comparar variables medidas en diferentes escalas o unidades (Burt y Barber, 1996). Según su valor se establecen diversos grados de variabilidad (Warrick y Nielsen, 1980; Vauclin, 1983; en Martínez Fernández, 1996): variabilidad baja (CV<10%), variabilidad media (10%<CV<50%) y variabilidad alta (CV>50%).

4.1.3. Medidas de forma

El coeficiente de asimetría o sesgo, ha sido utilizado para caracterizar las formas de las distribuciones de las observaciones. El *sesgo* (3.18) mide el grado de concentración de la masa de los valores de una distribución a un lado u otro de la media, indicando a su vez la fiabilidad de los datos. Si no hay igual número de valores a cada lado de la media, la distribución es asimétrica y la masa de valores es inferior a la media por ser entonces la mediana inferior a la media; entonces, el sesgo es positivo. Pero si hay un mayor número de valores superiores a la media, la distribución presenta una asimetría o sesgo negativo, al ser en este caso la mediana superior a la media. Los valores del sesgo oscilan entre $-3,0$ y $+3,0$, indicando los valores negativos una asimetría negativa y los de signo positivo una asimetría positiva, mientras que el cero corresponde a una simetría perfecta. El sesgo ha sido calculado mediante el coeficiente

de asimetría de Pearson:

$$(3.18) \quad C.A. = \frac{3 \cdot (\bar{x} - x_m)^3}{\sigma}$$

(3.18) C.A., coeficiente de asimetría; \bar{x} , la media de la variable; x_m , la mediana; y σ la desviación típica.

4.1.4. Comprobación de la hipótesis

El primer paso en el análisis de los datos ha sido comprobar si se cumplían los supuestos de normalidad y homocedasticidad (homogeneidad de las varianzas), indispensables para la aplicación de la estadística paramétrica.

Para comprobar la hipótesis de que las muestras obtenidas procedían de poblaciones normales, se utilizó el test de Kolmogorov-Smirnov (Kolmogorov, 1933; Smirnov, 1948; Lilliefors, 1967). Este test es una prueba de bondad de ajuste que permite medir el grado de concordancia entre la distribución de un conjunto de datos y una distribución teórica específica, en el caso de la distribución normal.

Para contrastar la hipótesis nula de bondad de ajuste esta prueba se basa en la comparación de dos funciones de distribución, una empírica $F_n(x_i)$ y otra teórica $F_0(x_i)$, en este caso una distribución normal. Una vez obtenidas las distribuciones empírica y teórica el estadístico Z se calcula a partir de la diferencia D_i más grande existente entre $F_n(x_i)$ y $F_0(x_i)$.

$$(3.19) \quad Z = \sup_{1 \leq i \leq n} |D_i| \sqrt{n}$$

El estadístico Z tiene una distribución normal $N(0,1)$. La hipótesis nula (H_0) es que la diferencia entre los valores observados y los teóricos de la distribución normal se deben al azar. Para todo valor de probabilidad asociado el estadístico Z igual o menor de 0,05, se rechaza la H_0 , y se concluye que la muestra procede de una población normal.

El supuesto de homocedasticidad se evaluó mediante el test de Levene (Levene, 1960). Este consiste en un análisis de la varianza de un factor utilizado como variable dependiente la diferencia en valor absoluto entre cada puntuación individual y la media o la mediana de su grupo. Se obtiene el estadístico F ; si la probabilidad asociada el valor de F es menor que 0,05 se rechaza la hipótesis nula de homocedasticidad.

El análisis de la varianza (ANOVA) es un test paramétrico, por lo tanto para su aplicación se deben cumplir las hipótesis mencionadas. Se usa para comprobar la hipótesis nula H_0 de las medias de las poblaciones definidas por los niveles de un factor sin iguales. Existirá una hipótesis nula por cada factor y por cada posible combinación de factores.

El análisis de la varianza se sirve del estadístico F, que refleja el grado de parecido entre las medias que se están comparando. El numerador del estadístico F es una estimación de la varianza poblacional basada en la variabilidad existente entre las medias de cada grupo. La varianza entre grupos se define como:

$$(3.20) \quad \frac{n}{a-1} \sum_{i=1}^{i=a} (\bar{Y}_i - \bar{Y})^2$$

(3.20) n , número de casos; a , número de variables; e Y representa cada objeto.

El denominador del estadístico F es también una estimación de la varianza poblacional, pero basada en la variabilidad existente dentro de cada grupo. La varianza entre muestras de los grupos se define como:

$$(3.21) \quad \frac{1}{a(n-1)} \sum_{i=1}^{i=a} \sum_{j=1}^{j=n} (Y_{ij} - \bar{Y}_i)^2$$

(3.21); n , número de casos; a , número de variables; e Y representa cada objeto.

Si las medias poblacionales son iguales, las medias muestrales serán parecidas, existiendo entre ellas diferencias solo atribuibles al azar. Entonces estadístico F tomara valores próximos a 1. Si se cumplen los supuestos de homogeneidad y homocedasticidad, F se distribuirá según el modelo de probabilidad F de Fisher-Snedecor. Si la probabilidad asociada al valor de F es menor que 0,05, rechazaremos la hipótesis nula de igualdad de medias y concluiremos que no todas las medias comparadas son iguales.

En los casos en los que no se cumpla la hipótesis nula en el análisis de la varianza y el factor defina más de dos niveles, el test de Tukey (Tukey, 1953) se realiza para determinar que medias poblacionales eran significativamente diferentes. Para los casos en que $\alpha \geq 0,05$, hemos aplicado el test de Games-Howell en sustitución de la prueba de Tukey (Games, P.A. y Howell, 1976). En caso de no poder aplicar estadística paramétrica se usó la prueba U de Mann-Whitney para comparar medias de dos poblaciones y la prueba de Kruskal-Wallis para comparar las medias de tres o más. En ambos casos, si el nivel crítico asociado al valor del estadístico

calculado es menor que 0,05 se rechaza la hipótesis de igualdad de medias. La prueba de Kruskal-Wallis prueba que al menos una de las medias de las muestras comparadas es diferente. Para saber cual o cuales de ellas son significativamente diferentes entre sí, análogamente al uso del test de Tukey en estadística paramétrica, se usa la prueba U de Mann-Whitney comparando cada muestra con el resto. Esta prueba va, en este caso, acompañada de la corrección de Bonferroni para controlar la probabilidad de cometer errores de tipo I. La aplicación de esta corrección consiste en establecer como nivel de significancia el cociente entre el habitualmente utilizado (0,05) y el número de muestras que se compararon en la prueba de Kruskal-Wallis.

4.1.5. Relaciones entre variables

Los análisis de correlación dan una idea del grado de asociación entre dos variables mientras que los análisis de regresión dan idea de la naturaleza de esta asociación (Burt y Barber, 1996). Una correlación es la medida de la relación entre dos variables. Los coeficientes de correlación varían entre -1,0 y +1,0. El valor -1,0 representa una correlación perfecta negativa, mientras el valor +1,0 representa una correlación perfecta positiva. El valor 0,0 representaría la falta total de correlación. Se utiliza el coeficiente de correlación de Pearson y las regresiones lineales y no lineales para analizar las relaciones entre dos variables.

El coeficiente de correlación de Pearson (3.22) es un coeficiente paramétrico que da la medida del grado de asociación entre dos variables. Este coeficiente asume que las variables consideradas en la correlación han sido medidas en una escala nominal (Burt y Barber, 1996) y se calcula de la siguiente forma:

$$(3.22) \quad r = \frac{\sum x_i y_i - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right) \left(\sum_{i=1}^n y_i \right) / n}{\left(\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2}{n}} \right) \left(\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n y_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n y_i \right)^2}{n}} \right)}$$

(3.22); x e y , variables; n , número de casos.

La regresión lineal (3.23) se define como la ecuación que representa la relación lineal entre dos variables de la siguiente manera:

$$(3.23) y = a + bx \pm \epsilon$$

(3.23): y , variable dependiente; x , variable independiente; a , b , parámetros de la ecuación y ϵ , error estándar.

El objetivo de una regresión lineal es ajustar una recta a través de los puntos que representan la relación entre dos variables x e y . El método de ajuste más utilizado es el de mínimos cuadrados donde las desviaciones al cuadrado de los puntos observados se minimizan. Además de la regresión lineal, en este trabajo se han realizado análisis de regresión no lineales mediante los siguientes modelos de ajuste (3.24) y (3.25):

$$y = EXP(a + bx) \pm \epsilon \quad (3.42)$$

(3.24): y , variable dependiente; x , variable independiente; a , b , parámetros de la ecuación y ϵ , error estándar.

$$y = a + (b - a) \cdot e^{-kx} \pm \epsilon \quad (3.43)$$

(3.25): y , variable dependiente; x , variable independiente; a , b , k , parámetros de la ecuación y ϵ , error estándar.

El coeficiente de determinación r^2 (3.26) puede ser interpretado como la variación total en la variable y que se explica por la regresión de la variable x . Cuando ESS (error de la variación) es igual a cero, se da un ajuste perfecto ($r^2 = 1,0$), lo cual significa que el 100 % de la variación de y queda explicada. Cuando $ESS = TSS$ (la variación total o la suma total de los cuadrados), $r^2 = 0$ y la variable x no tiene valor para predecir explicando el 0,0 % de la variación total (Burt y Barber, 1996). Se calcula de la siguiente forma:

$$(3.26) r^2 = 1 - \frac{ESS}{TSS} = \frac{RSS}{TSS}$$

(3.26) RSS , variación explicada o regresión de la suma de cuadrados.

4.1.6. Transformaciones

Los resultados correspondientes a todas aquellas variables cuya unidad de medida fuese porcentual, debían previamente transformados antes de la realización de los cualquier test estadístico. La transformación de las variables porcentuales, se ha realizado mediante la transformación del arcoseno, también llamada transformación angular. Esta transformación es descrita en la ecuación (3.27):

$$(3.27) \quad \alpha = \arcsin \sqrt{p}$$

(3.27): p es el dato porcentual ordinal expresado como proporción y α es el dato transformado.

4.2. Cálculos hidrodinámicos

Como ya explicamos anteriormente, en los mismos puntos donde tomamos las muestras de suelo y realizábamos la medida de humedad, hemos realizado medidas de la conductividad hidráulica no saturada (K_{isat}), siguiendo la metodología utilizada por Ruiz-Sinoga *et al.* (2003b), mediante el uso del infiltrómetro de minidisco. A los datos tomados en campo, aplicamos el método propuesto por Zhang (1997), ajustado a la siguiente función:

$$(3.28) \quad I = C_1 t + C_2 \sqrt{t}$$

(3.28): I , infiltración; C_1 y C_2 , valores medidos en dos tiempos consecutivos del experimento; t , tiempo.

Conocidos los valores de infiltración, la K_{isat} se calcula a partir de:

$$(3.29) \quad K = \frac{C_1}{A}$$

Obteniéndose el parámetro A de:

$$(3.30) \quad A = \frac{11.65(n^{0.1} - 1)e^{[2.92(n-1.9)\alpha t_0]}}{(\alpha r_0)^{0.91}} \quad n \geq 1.9$$

$$(3.31) \quad A = \frac{11.65(n^{0.1} - 1)e^{[7.5(n-1.9)\alpha h_0]}}{(\alpha r_0)^{0.91}} \quad n < 1.9$$

(3.29; 3.30; 3.31): Donde; n y α , parámetros de Van Genuchten para el suelo, r_0 , radio del disco, h_0 , succión en la superficie del disco. Los parámetros de Van Genuchten del suelo correspondieron a los indicados por Carsel y Parrish (1988), de acuerdo a la información del fabricante del infiltrómetro de minidisco.

Li *et al.* (2005), aplicando la formulación propuesta por Saber y Longsdon (2002) que asume la existencia de poros cilíndricos, obtienen el diámetro de poros que actúan en los experimentos llevados a cabo a las tensiones -0,5 y -2,0, correspondiéndoles a cada uno un tamaño de poro igual o superior a 6,0 mm e igual o superior a 1,5 mm, respectivamente. Por tanto, la diferencia en la conductividad saturada entre la tensión de -0,5 y -2,0 cm puede ser considerada *grosso modo* el flujo de macro-poro, tanto si tenemos en cuenta las clasificaciones de porosidad propuestas por Luxmoore (1981) como de Kutilek y Nielsen (1994).

En este punto, debemos apuntar que el uso del infiltrómetro de minidisco nos ha permitido establecer una serie de ventajas e inconvenientes acerca del método. Entre las ventajas, caben destacar las siguientes: permite realizar un gran número de mediciones y en menor tiempo, dado que alcanza la tasa de infiltración estable de una forma más rápida; son de fácil manejo; no necesitan calibrar la tensión; se pueden transportar fácilmente por su pequeño tamaño; y no necesitan mucha superficie que alterar en el campo porque el diámetro del cilindro es pequeño, ventaja muy importante en zonas de pendiente elevada.

Pero debemos tener en cuenta también una serie de inconvenientes. La existencia de flujo superficial en algunos casos, provocando un supuesto aumento exagerado de la infiltración, cuando el contacto hidráulico con el suelo no es bueno; al ser la base del infiltrómetro bastante pequeña, en comparación con el permeámetro de disco, obtenemos una excesiva concreción de la K_{iSat} en ese punto determinado, lo que puede dificultar criterios de generalización (siendo mayor cuanto mayor sea la base). Dicha circunstancia, puede ser paliada mediante la realización de varios experimentos en sitios próximos. Como ya apuntamos, en nuestro caso, llevamos a cabo tres medidas por cada punto de muestreo, de manera que ofreceremos los resultados medios de las mismas. Este método acepta los parámetros texturales de Van Genuchten para el suelo, por ello es necesario haber analizado la textura previamente, para después ajustarla a las 12 clases que establece.

4.3. Tratamiento cartográfico

Las imágenes resultantes de las fotografías aéreas de cada parcelas fueron ortorectificadas usando la herramienta Georeferencing en el catálogo del Artoolbox del software ArcGis 10 (Licencia corporativa de la Universidad de Málaga). Previo a este proceso, las coordenadas tomadas en campo para las cuatro esquinas de cada cuadrante fotografiado, se utilizaron para construir un grid de 24 m² sobre el que se fueron montando y georreferenciando las fotos (Fig. 3.7). De esta forma conseguimos un fotomontaje que conformaba el área total para cada parcela cerrada. Utilizando el mismo software se llevaba a cabo la foto interpretación de todas las parcelas objeto de estudio para diferentes secuencias temporales (noviembre de 2011, mayo de 2013 y septiembre 2013). Para la fotointerpretación se usan las clases pre-establecidas por Ruiz-Sinoga et al (2009), para el análisis hidrodinámico y erosivo de un sistema ecogeomorfológico mediterráneo. Esta leyenda se agrupa en tres grupos de elementos: suelo sin cubierta vegetal, afloramientos rocosos y vegetación. Cada uno de estos tres grupos se divide en una serie de clases o subgrupos atendiendo a una serie de parámetros.

1) Grupo SUELOS

Hace referencia a la posición del terreno que aparece desnuda, desprovista de cubierta vegetal, en principio. Se divide en diferentes subgrupos según la presencia o ausencia de elementos superficiales, que pueden estar implicados en los procesos de infiltración del agua de lluvia (áreas sumidero) o en la generación de escorrentía superficial (áreas fuente), tales elementos son:

- a) Nivel de *pedregosidad superficial* del suelo, haciendo referencia a la presencia de gravas de tamaños superiores y dos intervalos menos de 70% y más de 70% de superficie cubierta por pedregosidad.
- b) *Posición relativa* de la pedregosidad respecto a la superficie del suelo, es decir, diferenciando si se encuentra sobre el suelo o embebida en la superficie del suelo formando una costra continua.
- c) Presencia o ausencia de *encostramientos* en la superficie del suelo.

En algunos casos la superficie de las parcelas, el suelo desnudo no se encuentra totalmente de esa manera, sino que puede estar cubierto de forma parcial por vegetación herbácea anual o terófito, la cual no llega a alcanzar a alcanzar un porcentaje de cobertura suficiente para ser considerada como parte del subgrupo individual de vegetación herbácea dentro del grupo de vegetación.

2) Grupo VEGETACIÓN

Incluye a todos los individuos vegetales espontáneos o reforestados que ofrecen más o menos cubierta al suelo, protegiéndolo de la acción erosiva de las gotas de lluvia y favoreciendo los procesos de infiltración a través de la superficie (áreas sumidero). La leyenda diferencia unos subgrupos teniendo en cuenta criterios de: estratificación vertical, cubierta del suelo, temporalidad y estado vital de la planta.

- a) *Estratificación vertical*: hace referencia a la distribución en altura de los individuos, esto es, la clásica clasificación de arbórea, arbustiva y herbácea.
- b) *Cubierta vegetal*: depende del área de suelo que ocupa y de la densidad de las ramificaciones y hojas del individuo vegetal, es decir, si vistos verticalmente permiten ver la superficie que cubren.
- c) *Temporalidad*: diferencia entre la vegetación perenne y la vegetación anual, concretamente, la vegetación de carácter herbáceo que crece solo durante la estación húmeda (vegetación terófito).
- d) *Fenología de la planta*: relativo a la presencia de individuos vegetales que han podido morir pero siguen enraizados al suelo, lo que puede seguir suponiendo vías de infiltración para el agua que circula por sus ramas secas o que circula por la superficie del suelo.

3) Grupo AFLORAMIENTOS ROCOSOS

Como su nombre indica, en este grupo tan solo se hace referencia a la presencia en superficie del sustrato geológico o roca madre del suelo.

Por tanto, de acuerdo con criterios anteriores y los rasgos superficiales observados en el campo para las parcelas cerradas, hemos realizado la fotointerpretación atendiendo a la diferenciación de elementos presentados en la tabla 3.6.

Una vez terminada la fotointerpretación, para cada parcela, hemos procedido a la medición del área ocupada por los elementos del sistema ecogeomorfológicos diferenciados en la leyenda. A partir de esta información, podemos obtener un el porcentaje de cubierta para todos los elementos fotointerpretados respecto al área total de la parcela. Como este proceso se ha repetido durante varias etapas de la investigación, nos ha permitido establecer una evolución espacio-temporal de los mismos. Esto a su vez, nos permite determinar la evolución temporal de la cubierta vegetal (espontanea o reforestada) para cada parcela y relacionar estos cambios con el tipo de manejo/tratamiento aplicado. Además nos permitirá indicar el porcentaje de áreas fuentes o contribuyentes para cada parcela. Todo ello resultará de gran utilidad para evaluar las diferencias introducidas por los tratamientos en el sistema

ecogeomorfológico y por tanto, establecer diferencias en los procesos generación de escorrentía y sedimentos.

Tabla. 3.6. Clasificación de los elementos del sistema eco geomorfológico diferenciados en la fotointerpretación de las parcelas. Fuente: Elaboración propia.

Grupo	Subgrupo
Suelo	Suelo desnudo
	Suelo encostrado
	Suelo con pedregosidad superficial > 70%
	Suelo con pedregosidad embebida > 70%
Afloramiento rocoso	
Vegetación	Vegetación muerta conectada al suelo
	Hojarasca
	Matorral
	Herbáceas/ plantas anuales

BIBLIOGRAFÍA

- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology* 77:109–114.
- Alegre, J., Alonso-Blázquez, N., De Andres, 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 (1): 203-211.
- Allakherdiez, S.I., Sakamoto, A., Nishiyama, Y., Murata, N. 2000. Ionic and Osmotic Effects of NaCl-Induced Inactivation of Photosystems and I and II in *Synechococcus* sp. *American Society of Plant Physiologists* 123: 1047-1056.
- Boix-Fayos, C. 1999. Procesos geomórficos en diferentes condiciones ambientales mediterráneas: el estudio de la agregación y la hidrología de suelos. Tesis doctoral, Servicios de Publicaciones de la Universidad de Valencia. 394 pp.
- Boix-Fayos, C., Barberá, G.G., López-Bermúdez, F., Castillo, V.M. 2007. Effects of check dams, reforestation and land-use changes on river channel morphology: case study of the Rogativa catchment (Murcia, Spain) *Geomorphology*, 91: 103–123.
- Brevik, E.C. 2009. Soil health and productivity. In *Soils, plant growth and crop production*. W. Verheye (Eds.). *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*, EOLSS Publishers, Oxford, UK. <http://www.eolss.net>. (accessed 5/27/2014).
- Bulluck, L.R., Brosius, M., Evanylo, G.K., Ristano, J.B. 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. *Applied Soil Ecology* 19: 147-160.
- Burt, J.E. y Barber, G.M. 1996. *Elementary sadistic for geographers*. Guilford Press (Eds.). New York. 640 pp.
- Calvo, A., Ruiz, J.D., Lavee, H., Imeson, A.C. 2003. The spatial distribution of surface cover components that control geomorphic process on hillslopes along a Mediterranean Arid transect. Poster.
- Carreira, D. 2005. Carbono oxidable: Una forma de medir la materia orgánica del suelo. In: Marbán, L. & Ratto, S.E. (Eds.). *Tecnologías en análisis de suelos. Alcance a laboratorios agropecuarios*. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, Capital Federal, Buenos Aires, Argentina. 91-98 pp.
- Catro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M. 2002. The use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Rest. Ecol.* 10: 297-305.

- Chenu, C., Le Bissionnais, Y., Arrouays, D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of American Journal* 64: 1479-1486.
- Chepil, W.S. 1962. A compact rotator sieve and the importance of dry sieving in physical soil analysis. *Soil Science Society of American Proceeding* 26: 4-6.
- Cox, C. 1995. Glyphosate. 2. Human Exposure and ecological effects. *Journal of pesticide reform: a publication of the Northwest Coalition for Alternatives to Pesticides*. Winter 15 (4):14-20.
- Crockford, S., Topalidis, S., Richardson, D.P. 1991. Water repellency in a dry sclerophyll forest-measured-ments and process. *Hydrological Procesess* 5: 405-420.
- De Alba, S., Benito, G., Perez González, A. 2002. Parcelas experimentales para el estudio de la erosión hídrica. Finca experimental La Higueruela. *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.* 13: 45-53.
- Doerr, S.H. 1998. On standarsing the “Water Drop Penetration Time” and the “Molarity of an Ethanol Droplet” techniques to classify soil water repellency: a case study using medium texture soils. *Earth Surface Process and Landforms* 23: 663-668.
- Doerr, S.H., Ferreira, A.J.D., Wash, R.P.D., Shakesby, R.A., Leigton-Boyce, G., Coelho, C.O.A. 2003. Soil water repellency as potential parameter in rainfall-runoff modeling: experimental evidence at point to catchment scales from Portugal. *Hydrological Process* 17: 363-377.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. 2009. Soil water repellency. Principles, causes and relevance in fire-affected environnements. Cerda, A., Mataix-Solera, J. (eds.). Efecto de los incendios forestales sobre los suelos de España. El estado de la cuestión visto por científicos españoles. Universitat de València. Valencia.
- Edwards, A.P y Bremner, J.M. 1967. Microaggregates in soil. *Jounal of Soil Science* 18: 64-73.
- Elliot, E.T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of American Proceedings* 50: 627-633.
- FAO. 2006. World reference base for soil resource. A framework for a international classification, correlation and communication. FAO, Roma, 145.
- Ferreira, A.J.D., Coelho, C.O.A., Ritsema, C.J., Boulet, A.K., Keizer, J.J. 2008. Soil and water degradation processes in burned areas: Lessons learned from a nested approach. *Catena* 74: 273-285.
- Ferreira, A.J.D., Coelho, C.O.A, Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D. 1997. Sediment and solute yield in forest ecosystems affected by forest fire and rip-ploughing techniques, central Portugal: a plot catchment analysis approach. *Physics and Chemistry of the Earth* 22: 309-314.

- Ferreras, L., Gómez, E., Torresani, S., Firpo, I., Rotondo, R. 2006. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology* 97: 635-640.
- Galton, F. 1885. Some results of the Anthropometric Laboratory. *J. Anthropol. Inst* 14: 275-287.
- Games, P.A. y Howell, J.F. 1976. Pairwise Multiple comparisons procedures with unequal n's and/or variances. *Journal of Educational Statistics*, 1: 113-125.
- García-Orenes, F., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Bodí, M.B., Arcenegui, V., Zornoza, R., Sempere, J.G. 2009. Effects of agricultural management on surface soil properties and soil-water losses in eastern Spain. *Soil and Tillage Research* 106: 117-123.
- García-Orenes F, Guerrero C, Roldán A, Mataix-Solera J, Cerdà A, Campoy M, Zorzona, Bárcenas G, Caravaca F. 2010. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil and Tillage Research* 109: 110-115.
- García-Orenes, F., Roldán, A., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Arcenegui, V., Caravaca, F. 2012. Soil structural stability and erosion rates influenced by agricultural management practices in a semi-arid Mediterranean agro-ecosystem.
- Gómez, L., Zamora, R., Gómez, JM., Hódar, JA., Castro, J. 2001. Facilitación of tree seedlings by shrubs in Sierra Nevada (SE Spain): disentangling the mechanisms.
- González-Ubierna, S., Jorge-Mardomingo, I., Carrero-González, B., De la Cruz, M.T., Carsermeyro, M.A. 2012. Soil organic matter evolution after the application of high doses of organic amendments in a Mediterranean calcareous soil. *Soils and Sediments* 12: 1257-1268.
- Guang-Ming L, Jing-Song Y, Rong-Jiang Y. 2006. Electrical conductivity in soil extracts: chemical factors and their intensity. *Pedosphere* 16: 100-107.
- Hillel, D. 1998. *Environmental Soil Physics*. Academic Press (eds). San Diego, 771.
- Holz, S.C.; Ingelmo, F., y Canet, R. 2000. Long term effect of the application of sewage sludge and vegetal cover on soil physical and physicochemical properties of a degraded arid soil. *Agrochimica* 44: 132-139.
- Imeson, A.C. 1984. An eco-morphological approach to the soil degradation and erosion problem. Fantechi, R. y Margaris, N.S. (Eds.), *desertification in Europe*. D. Reidel publishing Co. Dordrecht, 110-125.
- Imeson, A.C. y Vis, M. 1984. Assessing soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. *Geoderma* 34: 185-200.

- Inbar, M., Tamir, M., Wittenberg, L., 1998. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology* 24 (1): 17-33.
- ISRIC. 2002. Procedures for soil analysis. Internacional Soil Reference and Information Center (Eds.). Food and Agriculture Organization of the United Nations. Wageningen. The Netherlands.
- Jordán, A., Zavala, L.M., Gil, J., 2010. Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. *Catena* 81 (1): 77-85.
- Kemper, M.D., y Rosenau, R.C. 1986. Aggregate stability and particule size distribution. Klute, A. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part.1*. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. 456-442 pp.
- Kutílek, M., Nielsen, D. 1994. *Soil hydrology: textbook for students of soil science, agriculture, forestry, geoecology, hydrology, geomorphology and other related disciplines*. Catena Verlag (Eds.). Cremlingen-Destedt. Germany. 100-370 pp.
- Letey, J., Carrillo, M.J.K., Pang, X.P. 2000. Approaches to characterize the degree of water repellency. *Journal of Hydrology*, 231-232: 61-65.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science* 47: 425-437.
- Levene, H. 1960. In *Contributions of Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Horelling, I. Olking et al.*, (eds). Standford University Press. 278-292 pp.
- Li, X., Li, Z., Ding, Y., Liu, S., Zhao, Z., Luo, L., Pang, H., Li, C., Li, H., You, X., Wang, F. 2007. Seasonal variations of PH and electrical conductivity in a snow-firn pack on Glacier No, 1, eastern Tianshan, China. *Cold. Regs. Sci. Technol.* 48: 55-63.
- Loper-Bermudez, F., García-Ruiz, J.M., Romero-Diaz, M.A., Ruiz-Flaño, P., Martinez Fernandez, J., Lasanta, T. 1993. Medidas de flujo de agua y sedimentos en parcelas experimentales. *Cuadernos Técnicos de la SEC, nº 6*. Geofoma Ediciones (Eds.). 38 pp.
- Low, A.J. 1956. Study of soil structure in field and laboratory. *Journal of Soil Science* 5: 19-54.
- McCalla, T.M. 1944. Water drop method of determining stability of soil structure. *Soil Science* 58: 117-121.
- Miller, R.M., Jastrow, J.D. 1990. Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. *Soil Biology and Biochemistry* 22: 579-584.

- PAND. 2008. Programa de Acción Nacional Español de Lucha contra la Desertificación, en cumplimiento de la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación.
- Parida, AK., Das, AB. 2005. Salt tolerance and salinity effects on plants: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60: 324–349.
- Parras-Alcántara, L., Díaz-Jaimes, L., Lozano-García, B. 2013. Organic farming affects C and N in soils under olive groves in Mediterranean areas. *Land. Degrad. Dev.*
- Pérez-Lomas AL, Delgado G, Párraga J, Delgado R, Almendros G, Aranda V. 2010. Evolution of organic matter fractions after application of co-compost of sewage sludge with pruning waste to four Mediterranean agricultural soils. A soil microcosm experiment. *Waste Manag.* 30: 1957–1965.
- Radoglu (Eds.), Forest research: a challenge for an integrated European approach I: 395-400. ED. NAGREF. Forest Research Institute. Tesalonica.
- Li, X., González, A., Solé-Benet, A. 2005. Laboratory methods for estimation of infiltration rate of soil crust in the Tabernas Desert badlands. *Catena* 60: 255-266.
- Luxmoore, R.J. 1981. Micro-, meso- and macroporosity of soil. *Soil Science of America Journal* 45: 671-672.
- Madiari, B., Machado, P., Torres, E., De Andagre, A.G., Valencia, L. 2005. No tillage and crop rotation effects on soil aggregation and organic carbon in a Rhodic Ferrasol from Southern of Brazil. *Soil and Tillage Research* 82: 185-200.
- Marañes Corbacho, A., Sánchez Garrido, J.A., De Haro Lozano, S., Sánchez Gomez, S.T., Lozano Cantarero, F.J. 1994. Análisis de suelo, metodología e interpretación. *Sevicio de Publicaciones de la Universidad de Almería* (Eds). 126 pp.
- Martínez-Mena, M., Williams, A.G., Ternan, J.L. y Fitzjohn, C. 1998. Role of antecedent soil water content on aggregate stability in semiarid environments. *Soil and Tillage Research* 48: 71-80.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C. 2007. Efecto de los incendios forestales en las propiedades edáficas. Mataix-Solera, J. (Eds.). *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica. CEMACAM. Font Roja-Alcoi-* 5-40 pp.
- Morgan, R.P.C. 1995. *Soil erosion and Conservation*, 2nd edition. Longman. Londres. 198 pp.
- Mostacedo, B., Fredericksen, T.S. 2000. *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Analisis en Ecología Vegetal*. Daniel Nash (ed.), *Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR)*: 10-12. Bolivia.

- Roldán, A., García-Orenes, F., y Albaladejo. 1994. Microbial populations in the rhizosphere of *Brachipodium retusum* and their relationship with stable aggregates in semiarid soil of southeastern Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 8: 105-114.
- Ruiz-Sinoga, J.D., Martínez-Murillo, J.F. 2003. Respuesta hidrológica erosiva de laderas con diferentes usos antrópicos en la vertiente meridional de los montes de Málaga. Bienes, R., Marqués, M.J. (Eds.). *Control de la erosión y degradación del suelo*. Instituto Madrileño de Investigaciones Agrarias.
- Ruiz-Sinoga, J.D, Martínez-Murillo, J.F. 2009. Hydrological response of abandoned agricultural soils along a climatological gradient on metamorphic parent material in southern Spain. *Earth and Surface Process and Landforms* 34: 2047-2056.
- Ramírez González, A. 2006. *Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Pontificia Universidad Javeriana (ed.). ISBN: 958-683-850-1.
- Shazana, M.A.R.S., Shamshuddin, J., Fauziah, C.I., Syed Omar, S.R., 2013. Alleviating the infertility of an acid sulphate soil by using ground basalt with or without lime and organic fertilizer under submerged conditions. *Land Degradation and Development* 24 (2): 129–140.
- 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 (6): 654-677.
- Smith, G.G., Foley, J.L., Loch, R.J. 1992. Effect of electrical conductivity of water used in a wetting and in wet sieving on measured aggregate stability. *Soil Technology* 5: 177-184.
- Tesfahunegn GB. 2013. Soil quality indicators response to land use and soil management systems in Northern Ethiopia's Catchment. *Land. Degrad. Dev.* DOI: 10.1002/ldr.2245
- Thomas, G.M. 2002. pH. R. Lal (Eds.), *Encyclopedia of Soil Science*. New York. NY.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. 1979. Stabilization of soil aggregates by the roots systems of ryegrass. *Australian Journal of Soil Science* 17: 429-441.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 17:429-441.
- Van Bavel, C.H.M. 1952. Compact wet sieving apparatus for soil aggregate analysis. *Agronomy Journal* 44: 97-98.
- Walkley, A. 1947. A critical examination of rapid method for determining organic carbon in soil effect of variation in digestion conditions and of inorganic constituents. *Soil Science* 63: 29-38.

- Walkely, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposer modification of the chormic acid tritation method. *Soil science* 37: 29-38.
- Watson, C.L., y Letey, J. 1970. Indices for characterizing soil water repelency based upon contact angle-sur-face tensión relationships. *Soil Science Society of America Proceedings*, 34: 841-844.
- White, I., Sully, M.J., Perroux, K.M. 1992. Measurement of Surface-Soil Hydraulic Properties: Disc Permeameters, Tension Infiltrometers, and other techniques. *Advances in Measurement of Soil Physical Properties*. Bringing. SSSA, Number 30.
- Yoder, R.E. 1936. A direct method of aggregate analysis of soil and a study of the physical nature of erosion losses. *Journal of American Society of Agronomy* 28: 337-351.
- Zang, R. (1997). Determination of sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. *Soil Science Society of America* 61: 1024-1030.

CAPÍTULO IV: RESULTADOS



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO

CAPÍTULO IV: RESULTADOS

La metodología, descrita a lo largo del capítulo III, ha sido aplicada en un área experimental de rasgos representativos de buena parte de la naturaleza física y humana del entorno geográfico del área experimental. El área reúne aspectos geomorfológicos, biológicos, edáficos y humanos que a priori la hacen adecuada para los objetivos marcados y la hipótesis de partida, a lo que responde nuestra decisión de trabajar en ella durante los cuatro años que ha durado la misma.

En este capítulo IV, exponemos todos los resultados del análisis de los elementos, al mismo tiempo factores de su funcionamiento, pertenecientes al sistema eco-geomorfológico mediterráneo a escala de parcela y que, atendiendo a la bibliografía científica, hemos definido como claves en la respuesta del mismo. Sin entrar en más detalle, en este bloque, se muestran los datos obtenidos tras la medida, análisis y tratamiento de cada una de las variables objeto de este estudio. Específicamente, se exponen los resultados que derivan del análisis de las variables climáticas, propiedades físico-químicas e hídricas del suelo y la respuesta hidrológica-erosiva. Además, se describen los resultados del seguimiento espacio-temporal de la vegetación reforestada y del patrón eco-geomorfológico en cada una de las doce parcelas experimentales objeto de esta investigación.

1. ANÁLISIS DE LAS VARIABLES CLIMÁTICAS

El periodo de estudio analizado para las variables climáticas está comprendido entre las fechas 22/nov/2011 y 31/ene/2014. El inicio de la serie coincide con el momento en que todas las parcelas se habían enmendado y reforestado, encontrándose por tanto bajo la misma condición de partida. Durante este periodo, se han controlado de forma continua las variables de precipitación y temperatura, con mediciones medias cada 15 minutos. Los datos específicos para ambas variables, a lo largo de todo el periodo, están recogidos en el anexo I.

1.1 Análisis de la serie de precipitación

Entendiendo por evento lluvioso al total de precipitación que abarca el intervalo de tiempo incluido entre la caída de la primera y última gota de lluvia asociada a un

mismo frente nuboso (Martinez-Murillo, 2006), para el presente estudio se han definido un total de 57 eventos de precipitación.

Concretamente, el total de la precipitación registrada fue de 1241,5 mm, que han sido recogidos durante una secuencia temporal de 418,3 horas (Tabla 4.1). La media del evento fue de 22,4 mm y la intensidad media diaria de 2,5 mm h⁻¹, aunque, el resultado del coeficiente de variación (137,4%) resalta la alta variabilidad existente entre los diferentes eventos medidos (Tabla 4.2). Así, el volumen de precipitación asociado al evento máximo registró, para los días 17/nov/2012 y 18/nov/2012, un máximo de 105,8 mm. El valor mínimo sin embargo, de 0,2 mm, fue repetido hasta en cinco ocasiones para las fechas: 16/jul/2012; 16/ene/2013; 7/jul/2013, 17/dic/2013 y 4/ene/2014. Hay que subrayar que valores inferiores a 0,2 mm no han sido registrados por la estación meteorológica, esto fue debido a que el sensor pluviométrico estaba configurado para que únicamente se cuantificasen aquellos valores iguales o superiores a esa medida.

Tabla 4.1. Datos pluviométricos de la estación meteorológica emplazada dentro del área experimental. Donde: P, precipitación (mm); Horas, duración del evento (h); I₁₅, intensidad máxima en 15 minutos (mm h⁻¹); Id, intensidad diaria (mm h⁻¹); SD±, desviación estándar; CV, coeficiente de variación (%). Fuente: Elaboración propia.

	P (mm)	Horas (h)	I ₁₅ (mm h ⁻¹)	Id (mm h ⁻¹)
Total	1241,5	418,3	--	--
Media	20,4	6,9	12,5	2,5
Mediana	10,0	3,8	6,4	2,0
Máximo	105,8	44,3	99,2	13,0
Mínimo	0,2	0,3	0,8	0,7
SD±	28,0	8,6	17,2	2,1
CV	137,3	126,0	138,3	83,8

Para poder analizar la variabilidad intra-anual de las precipitaciones, tan común en los ambientes con clima mediterráneo, hemos definido en primer lugar el comienzo de la estación húmeda del siguiente modo: “La estación húmeda comienza el primer día con una precipitación igual o superior a 0,2 mm ocurrida después de un periodo de más de 30 días sin precipitaciones al final del verano, y termina el último día con igual volumen de precipitación, mediando un periodo de al menos treinta días antes del siguiente evento desde comienzo de verano”. En base a esto la estación seca presentó una distribución media igual a 68,5 días, con una desviación estándar de 41,7 días. Respecto a la estación húmeda, su duración media alcanzó un periodo de 233,5 días, con una desviación estándar de 17,6 días (Fig. 4.1).

Tabla 4.2. Datos pluviométricos de cada uno de los eventos de precipitación registrados desde 22/nov/2011 a 31/ene/2014. Donde: I₁₅, intensidad máxima en 15 minutos (mm h⁻¹); Id, intensidad diaria (mm h⁻¹). Fuente: Elaboración propia.

Fecha	Ptotal (mm)	Duracion (h)	I15 (mm h ⁻¹)	Id (mm h ⁻¹)
22/11/2011	61,4	15,1	38,4	4,1
02/12/2011	2,0	2,0	1,6	1,0
16/01/2012	6,8	7,3	1,6	0,9
27/01/2012	22,8	6,8	13,6	3,4
02/03/2012	15,4	4,1	17,6	3,8
20/03/2012	32,1	8,3	18,4	3,9
03/04/2012	8,2	3,3	6,4	2,5
06/04/2012	1,2	1,3	1,6	0,9
15/04/2012	11,4	4,8	5,6	2,4
19/04/2012	0,2	0,3	0,8	0,8
30/04/2012	23,4	11,0	15,2	2,1
06/05/2012	10,2	4,8	4,8	2,1
21/05/2012	2,0	2,3	1,6	0,9
16/07/2012	0,2	0,3	0,8	0,8
30/09/2012	103,8	17,3	99,2	6,0
20/10/2012	12,6	6,5	5,6	1,9
26/10/2012	76,2	22,1	23,2	3,5
07/11/2012	75,8	44,3	8,8	1,7
09/11/2012	9,2	4,8	9,6	1,9
11/11/2012	1,4	1,3	2,4	1,1
18/11/2012	105,8	14,8	52,8	7,2
27/11/2012	1,6	1,5	2,4	1,1
25/12/2012	2,6	1,3	4,0	2,1
14/01/2013	1,0	1,3	0,8	0,8
16/01/2013	0,2	0,3	0,8	0,8
19/01/2013	29,2	6,5	28,8	4,5
24/01/2013	10,6	7,3	4,8	1,5
23/02/2013	27,6	17,8	14,4	1,6
28/02/2013	16,0	3,8	10,4	4,3
12/03/2013	82,2	37,8	12,8	2,2
20/03/2013	24,8	8,5	15,2	2,9
24/03/2013	16,8	6,3	9,6	2,7
01/04/2013	11,8	5,3	7,2	2,2
05/04/2013	26,0	9,8	25,6	2,7
20/04/2013	1,4	1,8	0,8	0,8
23/04/2013	1,0	1,0	1,6	1,0
30/04/2013	14,0	7,0	8,0	2,0
03/05/2013	0,4	0,5	0,8	0,8
13/05/2013	0,4	0,6	0,8	0,7
17/05/2013	4,6	2,3	9,6	2,0
21/05/2013	7,6	4,3	11,2	1,8
29/08/2013	45,6	3,5	63,2	13,0
07/09/2013	30,6	4,3	24,8	7,2
28/09/2013	7,2	2,8	7,2	2,6
03/10/2013	2,8	1,3	4,8	2,2
07/10/2013	0,2	0,3	0,8	0,7
22/10/2013	2,6	2,5	2,4	1,0
23/10/2013	7,6	2,8	8,0	2,7
13/11/2013	2,4	1,5	4,0	1,6
16/11/2013	0,8	0,8	1,6	1,0
18/11/2013	1,2	1,5	0,8	0,8
17/12/2013	0,2	0,3	0,8	0,7
20/13/2013	11,4	3,3	12,0	3,5
25/13/2013	73,4	11,5	17,6	6,4
04/01/2014	0,2	0,3	0,8	0,7
19/01/2014	11,0	2,4	4,4	4,6
22/01/2014	10,0	5,5	4,0	1,8

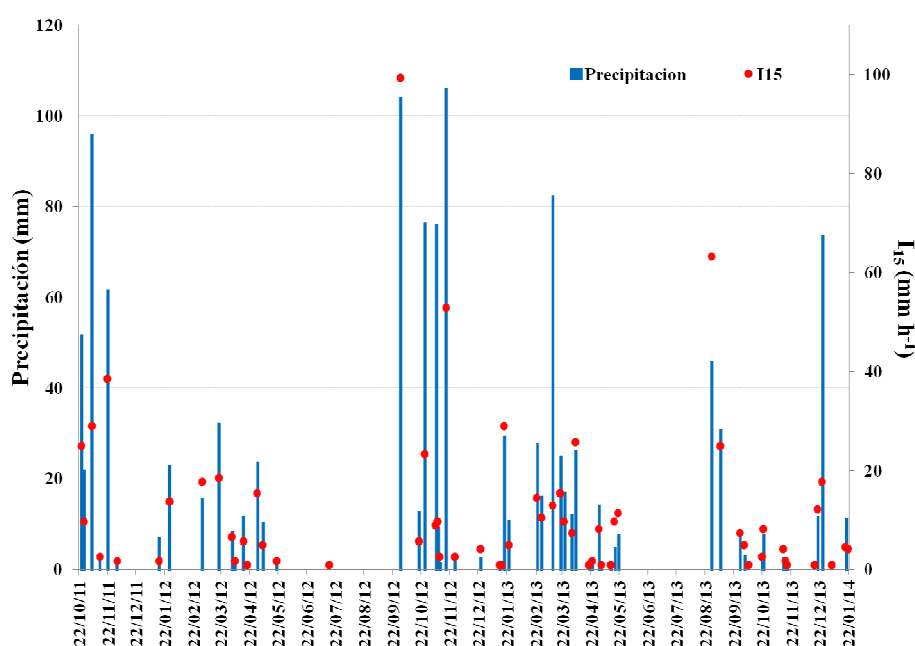


Figura. 4.1. Variabilidad temporal de la precipitación durante el periodo de estudio. Donde: Precipitación, volumen de precipitación (mm), color azul; I_{15} , Intensidad máxima en 15 minutos (mm h^{-1}), color rojo. Fuente: elaboración propia.

La tabla 4.3 recoge los datos relativos a la distribución mensual de las precipitaciones a lo largo del periodo de estudio (22/nov/2011 al 31/ene/2014). Así, los meses más lluviosos fueron octubre y noviembre que recibieron respectivamente un 14% y un 29% de la precipitación total medida. Respecto a los meses con menor precipitación recibida, fueron junio y julio. Concretamente, no se asocian registros de precipitación para el mes de junio en ninguno de los años analizados y el mes de julio, únicamente ha registrado un 0,01% de la precipitación total.

Tabla 4.3. Valores pluviométricos mensuales medios. Donde; PTotal, precipitación total para cada mes (mm); PMedia, precipitación mensual media (mm); I_{15} Media, media mensual de la intensidad máxima en 15 minutos (mm h^{-1}); I_{15} Max, intensidad máxima en 15 minutos registrada para cada mes (mm h^{-1}). Fuente: elaboración propia.

		OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
Eventos		8	11	5	9	2	5	10	6	0	1	1	3
P Total	mm	175,4	358,6	89,6	91,8	43,6	171,3	98,6	25,2	0,0	0,2	45,6	141,6
P Media	mm	21,9	32,6	26,0	10,2	21,8	34,3	9,9	4,2	0,0	0,2	45,6	47,2
I_{15} Media	mm h^{-1}	9,9	13,8	7,2	6,6	12,4	14,7	7,3	4,8	0,0	0,8	63,2	43,7
I_{15} Max	mm h^{-1}	24,8	52,8	17,6	28,8	14,4	18,4	25,6	11,2	0,0	0,8	63,2	99,2

Para describir la distribución de las precipitaciones se han utilizado los Índices de Concentración de la precipitación (PCI) propuestos por Olivier (1980). Los resultados correspondientes a los índices el PCI-1 y PCI-2 fueron 15,5 y 18,3, respectivamente. Usando la clasificación propuesta por Olivier (1980), la concentración estacional de la precipitación fue alta, clase estacional y la concentración temporal, fue de tipo concentrado. En base a ambos índices se concreta que la precipitación en el área de estudio, para la serie de datos analizada, mostró irregularidad tanto intra-anual como inter-anual, indicando la vulnerabilidad de nuestra área frente a los periodos de sequía.

La intensidad media diaria (Id) de las precipitaciones fue igual a $2,5 \text{ mm h}^{-1}$, con un valor de mediana de $2,0 \text{ mm h}^{-1}$, lo indica un engrosamiento del promedio debido a eventos concretos de mayor intensidad (Tabla 4.1). Este hecho está atestiguado por el alto coeficiente de variación encontrado (83,8%). De este modo, cuando descendemos a escala de mayor detalle, es decir, cuando analizamos las características de los 57 eventos de precipitación, los resultados nos muestran que estamos ante una típica precipitación mediterránea, enmascarada por los datos promedios (Fig. 4.2). Así, en la mayoría de los eventos (Tabla 4.2) es posible diferenciar un intervalo de tiempo de al menos 15 minutos, durante el cual se alcanzan intensidades de lluvia torrenciales como se verá a continuación.

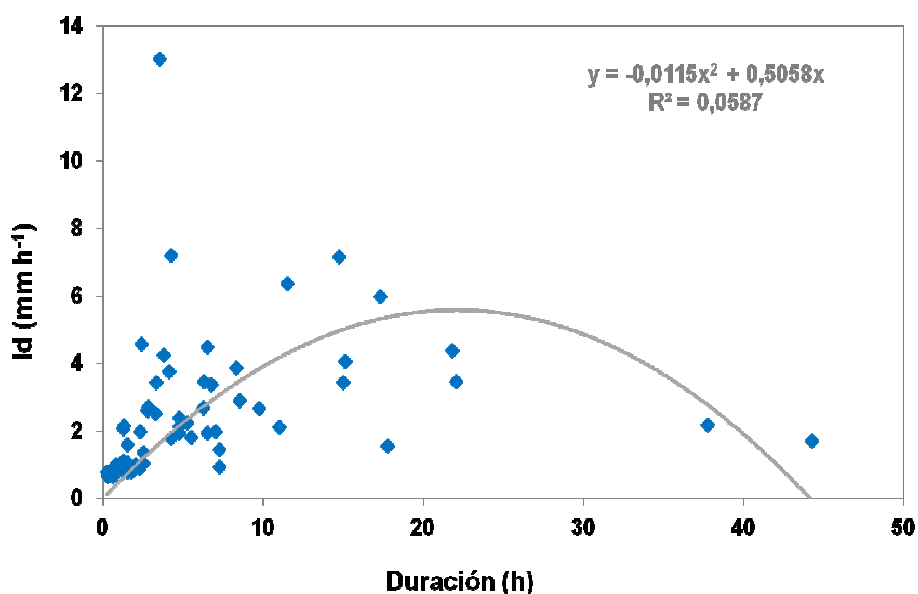


Figura. 4.2. Correlación entre la intensidad de la precipitación y la duración del evento. Donde: Id; intensidad media diaria (mm h^{-1}). Fuente: Elaboración propia.

Si atendemos a la intensidad máxima en 15 minutos (I_{15}), en tabla 4.1 se muestra un valor promedio de $12,5 \text{ mm h}^{-1}$. Sin embargo, al atender a la mediana o el coeficiente de variación, se vuelve a hacer patente la variabilidad entre eventos. De este modo, los

máximos estaban asociados al comienzo de la estación húmeda mediterránea. El mes más intenso fue septiembre, que pese al bajo número de eventos registrados (únicamente tres), todos presentaron una intensidad muy elevada. Entre ellos, cabe destacar el evento del 30/sep/2012, para el que la precipitación total recogida fue de 103,5 mm en tan solo 17,3 horas. Este evento además, representó la I_{15} más alta de toda la serie pluviométrica, con un valor de $99,2 \text{ mm h}^{-1}$.

Atendiendo a la duración media del evento (Tabla 4.1), esta fue igual a 6,9 horas y presentó un coeficiente de variación muy alto (126,0%). Ello indica un sesgo positivo en la variabilidad de los datos. La duración de mayor frecuencia fue un evento inferior a 3 horas, representado en 47,5% de los 57 eventos medidos en total (Fig. 4.2). Por su parte, el periodo de precipitación más longevo tuvo lugar al comienzo del otoño de 2012, con un total de 9 días de lluvia consecutivos (30/oct/2012 7/nov/2012) que registraron una precipitación total de 100,0 mm en 44,3 horas (Fig. 1.1).

El factor de R es un índice que determina el efecto erosivo de las precipitaciones (Wischemeir, 1959; Gabriels, 2000). Por lo que atendiendo a este índice R, la erosividad media de la lluvia para el periodo analizado fue de $13,5 \pm 28,76$. El máximo de la serie se asocia con el evento del 28/nov/2012 con un valor de R de $132,1 \text{ mm h}^{-1}$. El sesgo positivo encontrado en los datos es indicativo de la alta variabilidad en la erosividad de la lluvia. Esta asimetría encontrada en los valores, hace preferible el uso de percentiles frente a la desviación estándar para describir la variabilidad de los datos. Así, de análisis de los mismos se obtiene: $P_{75} (79,35 \text{ mm h}^{-1} \geq R)$ queda definido únicamente por tres eventos que además están asociados con el fin del verano mediterráneo; $P_{50} (79,35 \text{ mm h}^{-1} < R \leq 26,45 \text{ mm h}^{-1})$ queda definido por dos eventos con la misma posición en el año que los anteriores y; $P_{25} (26,45 \text{ mm h}^{-1} > R)$ queda definido por los 62 eventos restantes que presentan una posición variable dentro del año hidrológico. Según estos datos, los eventos más erosivos, los que presentan un R mayor, están asociados con el fin de la estación seca mediterránea.

En términos generales en el área existe una buena correlación ($R^2 = 0,63$) entre el volumen de la precipitación y el aumento del poder erosivo de la lluvia (Fig. 1.3), buen ejemplo de ello son los eventos ocurridos el 18/nov/2012, 30/sep/2012 y 25/dic/2013 que presentaron un valor de R de $132,1 \text{ mm h}^{-1}$, $101,1 \text{ mm h}^{-1}$; $77,9 \text{ mm h}^{-1}$, respectivamente. Sin embargo, existen otros eventos con un volumen significativamente inferior y que presentaron un índice de erosividad similar a los anteriores. En este caso es la intensidad de la lluvia la que juega el papel dominante, tal como se observa en la figura 4.3, ejemplo de ello lo constituye el evento de precipitación del 29/ago/2013 ($45,6 \text{ mm}$; $I_d = 13,0 \text{ mm h}^{-1}$ y $R = 129,8 \text{ mm h}^{-1}$). Respecto a la correlación encontrada entre la duración del evento y la erosividad de la precipitación, esta mostró ser muy baja ($R^2 = 0,13$).

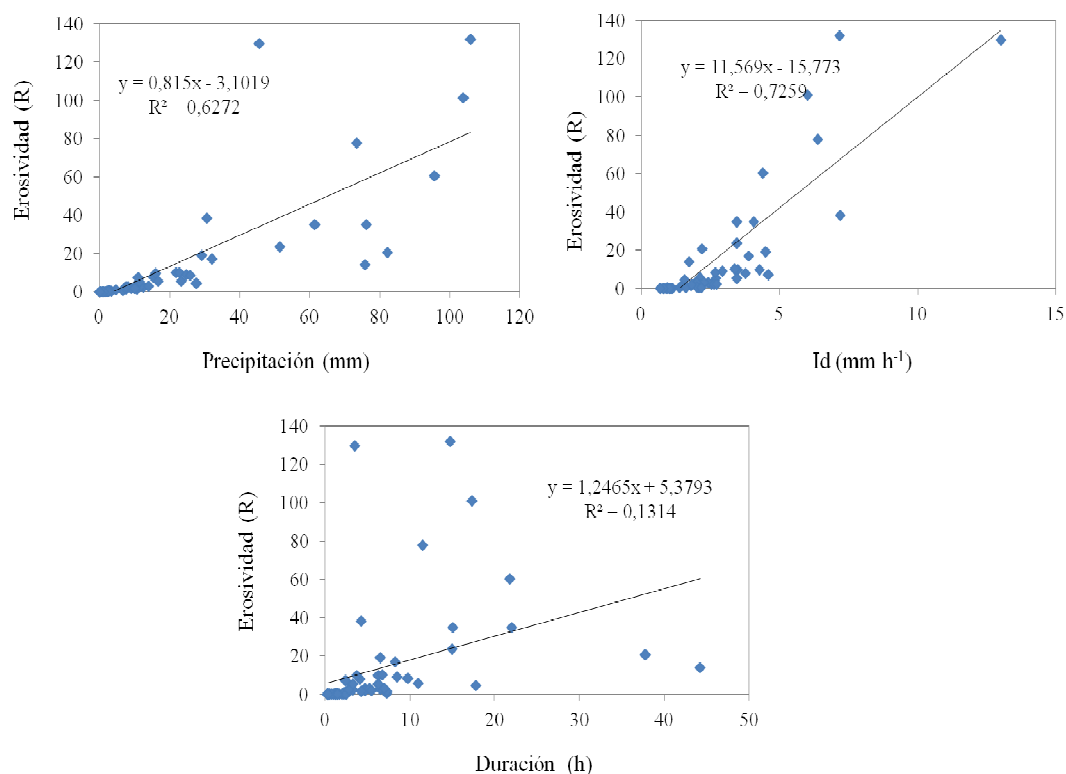


Figura. 4.3. Correlación entre el volumen de la precipitación; intensidad de la precipitación; duración del evento con el factor R de erosividad de la precipitación. Donde: Id; intensidad media diaria (mm h⁻¹). Fuente: Elaboración propia.

1.2 Análisis de la serie de temperatura

El valor promedio de temperatura registrado fue de 16,9 °C para todo el periodo de estudio (22/nov/2011 y 31/ene/2014), con una desviación estándar de 5,6 °C. El coeficiente de variación fue medio-bajo, con un valor de 33,0%. Los meses que presentaron la media mensual más baja fueron aquellos comprendidos entre diciembre y febrero, siendo este último el más frío dentro del año (Tabla 4.4.). Al contrario, los meses de junio, julio y agosto registraron las medias mensuales mayores, siendo siempre superiores a los 20°C.

Respecto a las máximas absolutas, los valores han sido superiores a los 21°C en todos los casos, alcanzando máximos extremos, próximos a 40 °C para los meses de julio y agosto del año 2012. Por otro lado, las mínimas absolutas, no quedaron en ningún caso por debajo de cero. Esto indica que durante el periodo de estudio la zona quedó libre de heladas.

Por otro lado, cuando se analizaron los datos de precipitación y temperatura de forma conjunta (Tabla 4.3 y 4.4), se advierte la existencia de periodo seco relativo a los meses de mayo, junio y julio, donde la cifra de temperaturas fue el doble a la cifra de precipitaciones. Finalmente, los valores de evapotranspiración (ETP), superaban las precipitaciones registradas para todos los meses, salvo para el mes de febrero, suponiendo en algunos casos, más del doble. Esto implicó una fuerte sequedad edáfica durante el periodo de verano, con la consiguiente repercusión en la vegetación.

Tabla 4.4. Régimen de temperaturas para el periodo de estudio del 22/nov/2011 y el 31/ene/2014. Donde; Tmedia, temperatura media anual (°C); T.MaxMed, temperatura media máxima (°C); Tmed Max, temperatura máxima de las medias (°C); T.max abs, temperatura máxima absoluta (°C); T.Min med, temperatura media mínima (°C); T.med.Mín; temperatura media de las mínimas(°C) ; T.min.abs, temperatura mínima absoluta (°C); Med(AT), amplitud térmica de las medias (°C); ETP, evapotranspiración potencial (mm). Fuente: Elaboración propia.

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
T.Media	11,2	9,7	12,1	14,0	17,7	22,5	24,4	25,9	21,3	18,9	13,7	11,7
T. Max Med	17,8	17,0	16,0	27,1	25,4	28,5	29,4	32,3	25,5	24,5	19,3	15,7
T. med Max	16,2	14,7	16,8	18,7	22,8	27,9	29,8	31,6	26,8	24,0	19,3	16,8
T. max abs	24,3	23,3	21,4	24,5	32,2	34,2	37,0	38,9	31,1	30,5	24,4	22,5
T. Mín med	7,3	4,9	8,9	8,6	10,9	18,4	20,5	21,6	31,1	12,6	9,1	8,1
T. med Mín	7,5	5,8	8,4	10,2	13,0	17,2	19,4	21,1	16,8	15,1	10,4	8,2
T. min abs	4,3	1,2	4,3	5,0	6,9	12,3	16,8	17,9	14,3	9,4	6,2	4,8
Med (AT)	8,6	9,0	8,4	8,5	9,7	10,7	10,4	10,5	9,5	8,8	8,3	8,6
ETP	24,9	19,2	35,0	48,4	82,3	126,2	146,9	152,5	95,8	71,4	35,1	25,8

2. CAMBIOS OBSERVADOS EN LAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS ENMENDADOS

En el amplio apartado que abordamos a continuación, se muestran los resultados de las determinaciones analíticas para las diferentes propiedades edáficas descritas en el capítulo III. Estas determinaciones quedaron englobadas en tres grandes bloques atendiendo al esquema siguiente:

- (i) *Propiedades químicas:* materia orgánica, pH y conductividad eléctrica
- (ii) *Propiedades físicas:* estabilidad estructural
- (iii) *Propiedades hídricas:* hidrofobicidad del suelo, conductividad hidráulica no saturada y humedad

El análisis de las propiedades edáficas nos permitiría determinar el efecto real que las cinco enmiendas ejercían de una forma directa sobre la calidad del suelo y de

una forma indirecta, sobre la vegetación reforestada. Durante este apartado, se comparan los resultados obtenidos para los suelos enmendados, tomando siempre como referencia al conjunto control, que llamaremos a partir de este momento con la sigla “C”, y que corresponde con las dos parcelas reforestadas en noviembre del año 2011 pero no enmendadas. Las siglas para el resto de tratamientos, que utilizaremos para reconocer las parcelas en las tablas y figuras, serán las siguientes: PM, para las dos parcelas enmendadas con astillas de Aleppo pine (*Pinus halepensis* MILL.); SM, para las dos parcelas reforestadas con un mulch de paja; HP, para las dos parcelas enmendadas con el polímero hidroabsorbente; RU, para las dos parcelas enmendadas con lodos de depuradora y; SH, para las dos parcelas enmendadas con estiércol de origen vacuno. Hay que recordar que todas las parcelas se enmendaron a la misma dosis: 10 Mg ha⁻¹.

Los resultados que a continuación se detallan, hacen referencia a los valores promedios para las dos réplicas en cada tratamiento, que vendrán acompañados por sus correspondientes medidas de dispersión. Así, el valor medio será el promedio del conjunto (2 parcelas réplicas), para las cuatro muestras tomadas en cada parcela, dentro de cada muestreo. Esto hará un total de ocho muestras por tratamiento y muestreo.

2.1. Propiedades químicas

Este apartado comprende los resultados del carbono orgánico (CO), pH y conductividad eléctrica (CE) en los cuatro muestreos llevados a cabo durante el presente estudio: (i) primavera-2012 (6 meses después de la reforestación), (ii) otoño-2012 (12 meses después de la reforestación), (iii) primavera-2013 (18 meses después de la reforestación) y, (iv) otoño-2013 (24 meses después de la reforestación).

Hemos dirigido los test estadísticos hacia la consecución de dos objetivos; (i) el primero, se centra en encontrar las diferencias en el CO, pH y CE para cada uno de los tratamientos respecto al control y por tanto, aquellos cambios relativos a la aplicación de las enmiendas ya sean por su efecto directo en el suelo o de forma indirecta, por su efecto sobre la cubierta vegetal; (ii) el segundo objetivo pasa por determinar si existen diferencias en CO, pH y CE entre las cinco enmiendas aplicadas.

2.1.1. Contenido en carbono orgánico

En el capítulo I resaltábamos la relevancia del estudio del carbono orgánico del suelo (CO) por ser un agente activo en el funcionamiento del suelo, con capacidad de ejercer un efecto directo e indirecto en la productividad y estabilidad a largo plazo de los ecosistemas. A continuación, exponemos los resultados obtenidos en las determinaciones analíticas para el CO para las diferentes campañas de campo, que

habían sido diseñadas a objeto de coincidir con el fin de la estación húmeda y seca mediterránea para los años 2012 y 2013.

2.1.1.1. Análisis de las diferencias con la condición control

En la tabla 4.5 se reflejan los resultados específicos para el CO del suelo tanto en los conjuntos enmendados como en los no enmendados. Las diferencias significativas para cada tratamiento respecto al control, han sido medidas usando el test estadístico del análisis de la varianza o ANOVA. Previamente habíamos comprobado la asunción de homoscedaticidad con el test de Levene. Para los casos que esta asunción no se cumplió, el test de la U de Mann-Whitney fue aplicado en sustitución de la ANOVA. Esto nos permitiría identificar aquellos incrementos en el CO relativos a la adición de las enmiendas. Cuando se encontraron diferencias significativas, se anotaron las mismas con un asterisco (*) en la tabla 4.5.

Tabla 4.5. Media y desviación estándar para el carbono orgánico del suelo (CO) en parcelas enmendadas y reforestadas. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; n, numero de muestras; SD±, desviación estándar. (*), indica diferencias significativas relativa al control (C, $p < 0,05$). Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	n	Primavera-12		Otoño-2012		Primavera-13		Otoño-13	
		Media (%)	SD ±	Media (%)	SD ±	Media (%)	SD ±	Media (%)	SD ±
C	8	3,2	0,3	1,8	0,0	3,0	0,4	1,4	0,3
SM	8	4,1	0,4	1,5	0,1	2,9	0,2	2,0*	0,1
PM	8	4,6	0,7	1,7	0,4	2,5	0,2	2,1*	0,1
RU	8	4,1	0,4	2,2	0,0	3,3	0,2	1,6	0,1
SH	8	4,0	0,4	1,8	0,1	3,7	0,4	1,6	0,1
HP	8	3,8	0,6	2,0	0,1	2,9	0,6	1,9	0,1

Los resultados evidencian, seis meses después del inicio del estudio, que todos los tratamientos habían producido un ligero aumento en el CO del suelo respecto al control. Concretamente, es el conjunto modificado con el mulch de astillas de paja el que registró mayor incremento (4,6%), aunque la dispersión que presentaron sus datos fue alta, de un 0,7 %, indicando sesgo positivo en la distribución de las medidas. Con el test del análisis de la varianza o ANOVA pretendíamos encontrar las diferencias significativas para el CO entre cualquiera de los cinco tratamientos y el control. Los

resultados del test para el muestreo de primavera-2012, mostraron que en ninguno de los casos se cumplía la hipótesis nula formulada. Esto significaba que seis meses después del inicio del estudio, no se habían producido diferencias en el CO del suelo entre las parcelas enmendadas y las no enmendadas.

Relativo al segundo muestreo, otoño-2012, en las parcelas enmendadas los resultados apuntan hacia un descenso en el CO del suelo respecto al muestreo previo (Fig. 4.4). Este descenso también se observó en el control. Concretamente, los valores medios medidos fueron $1,5 \pm 0,1\%$; $1,7 \pm 0,4\%$; $2,2 \pm 0,0\%$; $1,8 \pm 0,1\%$ y; $2,0 \pm 0,1\%$, para los conjuntos paja, poda, lodos, estiércol y polímeros, respectivamente. Al contrario que en la primavera-2012, en el muestreo de otoño-2012 los conjuntos paja y poda, presentaban mejor CO que los suelos no enmendados. Sin embargo, el contenido de CO en los suelos enmendados con estiércol fue similar al encontrado en el control. De este modo, únicamente las parcelas enmendadas con polímeros o lodos incrementaban el CO del suelo. Aunque, cabe decir, que el incremento fue mínimo, $0,2\%$ y $0,4\%$, respectivamente. Así, al igual que lo descrito en la primavera-12, los resultados del análisis de la varianza (ANOVA) para otoño-12, no mostraron diferencias significativas en el contenido de CO del suelo para ninguno de los tratamientos y control.

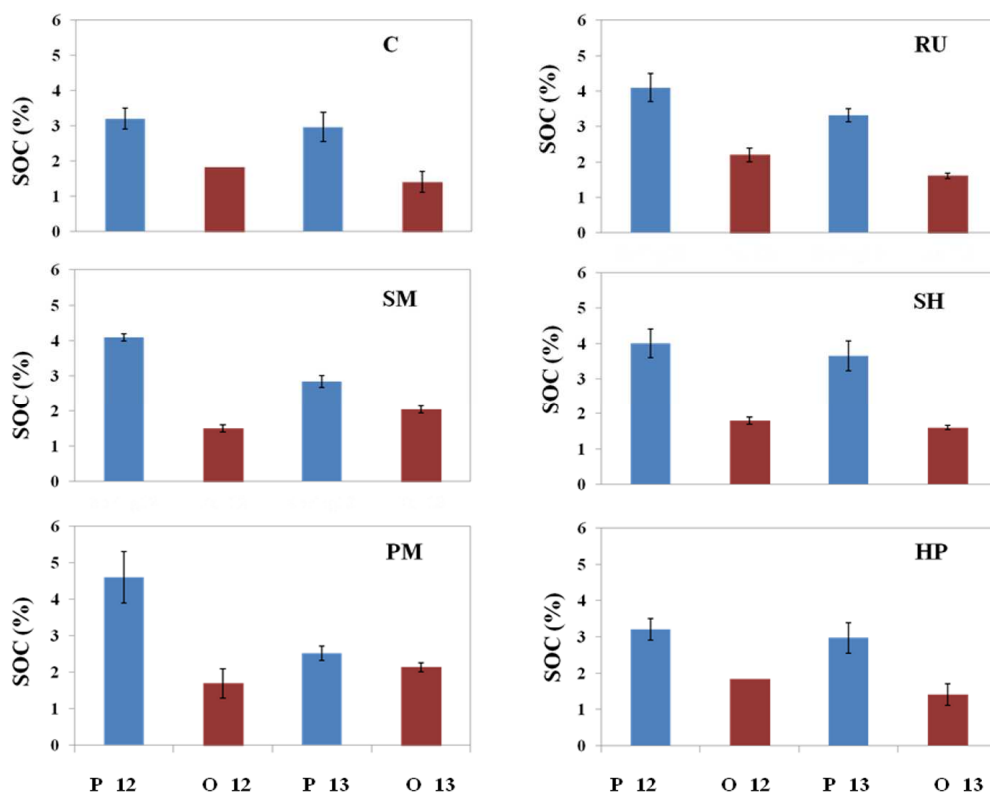


Figura. 4.4. Diagrama de cajas para el carbono orgánico del suelo (CO) para cada fecha de muestreo. Donde; Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; P-12, primavera-12; O-12, otoño-12; P-13, primavera-13; O-12, otoño-12. Fuente: Elaboración propia.

En general los resultados para el tercer muestreo, primavera-2013, indicaban un aumento en el CO respecto a otoño-2012 (Fig.4.4). Sin embargo, cuando los valores se comparaban con otros tomados para la misma época del año, es decir, con la primavera-2012, todos los tratamientos salvo el control, mostraban valores de CO más bajos. La tabla 4.5 muestra como únicamente los tratamientos lodos y estiércol, conseguían incrementar el CO, respecto al control, 18 meses después de la reforestación. Sin embargo, este aumento fue siempre inferior a la unidad. Respecto al ANOVA de la primavera-2013, tampoco se encontraron diferencias significativas en el CO para ningún tratamiento y el control.

Por último en el muestreo de otoño-2013, coincidente con los 24 meses después de la revegetación, ya se apreciaban los primeros efectos en el CO por la acción de las enmiendas al suelo. Así también lo refleja el ANOVA, que mostró diferencias significativas para los suelos enmendados con paja y poda. Por otro lado, cuando los valores se comparaban con los medidos al final de la estación húmeda para el muestreo anterior, otoño-2012, se observaba un descenso en los mismos.

En general, estos resultados muestran cierta variabilidad en el CO con independencia del manejo aplicado y del tiempo de exposición de la enmienda en el suelo. Así, siempre que las muestras se tomaron al final de la estación húmeda, primavera-2012 y primavera-2013, los valores de CO eran mayores que cuando las muestras fueron tomadas al final de la estación seca, otoño-2012 y otoño-2013. Relativo al incremento en el CO, únicamente los tratamientos paja y poda mostraron diferencias significativas con respecto al suelo no enmendado. Además, estas diferencias no se hicieron manifiestas hasta 24 meses después de la reforestación de las parcelas.

2.1.1.2. Análisis de las diferencias entre tratamientos

En la tabla 4.6, se muestran los límites de confianza y el nivel de significación para el CO en los seis manejos cuando estos fueron comparados dos a dos. Las diferencias significativas entre los tratamientos han sido medidas usando la prueba estadística del test de Tukey. Para ello, previamente habíamos comprobado la asunción de homoscedasticidad con el test de Leven ($\alpha < 0,05$). Para los casos que esta asunción no se cumplió, el test de Games-Howell fue aplicado en sustitución de la prueba de Tukey. Esto nos ha permitido identificar que enmiendas eran significativamente diferentes entre sí. Cuando se encontraron diferencias significativas entre los grupos/tratamientos, se han marcado con un asterisco (*) en la tabla 4.6.

Con respecto al muestreo de primavera-2012, no se encontraron diferencias significativas en el CO entre los tratamientos. Sin embargo, doce meses después de la reforestación, el resultado del test de Tukey o Games Howell mostró diferencias en los

siguientes tratamientos: mulch paja con estiércol, mulch de paja con lodos y, lodo con estiércol.

Tabla 4.6. Test de Tukey o Games-Howell para los datos de carbono orgánico del suelo (SOC). Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. (*) indica diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$). Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento		Primavera-12	Otoño-12	Primavera-13	Otoño-13
SM	PM	0,67	1,00	0,73	0,96
	SH	1,00	0,02*	0,43	0,07*
	RU	0,51	1,00	0,06	0,06*
	HP	0,94	0,16	1,00	1,00
PM	SM	0,67	1,00	0,73	0,96
	RU	0,72	0,35	0,06	0,02*
	SH	0,07	0,66	0,01*	0,02*
	HP	0,60	0,60	0,74	0,90
RU	SM	1,00	0,02*	0,43	0,70*
	PM	0,72	0,35	0,06	0,02*
	SH	0,46	0,01*	0,74	1,00
	HP	0,92	0,17	0,87	0,00*
SH	SM	0,51	1,00	0,06	0,06*
	PM	0,07	1,00	0,01*	0,02*
	RU	0,46	0,01*	0,74	1,00
	HP	0,92	0,12	0,48	0,00*
HP	SM	0,94	0,16	1,00	1,00
	PM	0,60	0,60	0,74	0,90
	RU	0,92	0,17	0,87	0,00*
	SH	0,92	0,12	0,48	0,00*

Del mismo modo que para el muestreo de otoño-2012, en el muestreo de primavera-2013, fueron los suelos enmendados con estiércol los más significativamente diferentes. Concretamente, este muestreo coincidía con las muestras tomadas 18 meses después de la reforestación de las parcelas. Así, las diferencias significativas registradas para el conjunto estiércol se registraron con respecto a los tratamientos mulch de paja y mulch de poda.

Finalmente, fue en el muestro de otoño-2013, dos años después del inicio de la propuesta forestal, cuando las diferencias entre los tratamientos se hicieron más evidentes. Para este muestreo, todos los tratamientos fueron significativamente diferentes de algún otro. Así, únicamente no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos: polímeros y mulch, mulch de paja y poda y lodos y estiércol.

2.1.2. pH

Tal como expusimos en el capítulo de introducción, el uso de enmiendas podía introducir modificaciones en la acidez de un suelo. Es por este motivo, por el que en este apartado, analizaremos los resultados obtenidos para el pH coincidiendo para la estación seca y húmeda de los años 2012 y 2013.

2.1.2.1. Análisis de las diferencias con la condición control

La tabla 4.7 muestra los resultados para pH del suelo en los cuatro muestreos objeto de estudio. Respecto a las pruebas estadísticas, en primer lugar se aplicó el test de Levene para comprobar la homocedastidad de los datos. Posteriormente, la significancia para cada tratamiento respecto al control se evaluó por la prueba del análisis de las varianzas (ANOVA) o mediante el test de la U de Mann-Whitney.

Tabla 4.7. Media y desviación estándar para la acidez (pH) en parcelas enmendadas y reforestadas. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; n, numero de muestras; SD±, desviación estándar. (*), indica diferencias significativas relativa al control (C, $p < 0,05$). Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	n	Primavera-12		Otoño-12		Primavera-13		Otoño-13	
		Media	SD ±	Media	SD ±	Media	SD ±	Media	SD ±
C	8	7,8	0,0	8,3	0,0	7,7	0,0	8,0	0,0
SM	8	7,5*	0,0	8,2*	0,0	7,5	0,1	7,8*	0,0
PM	8	7,4*	0,1	8,2	0,0	7,6	0,0	7,9*	0,0
RU	8	7,5*	0,0	7,9*	0,0	7,4*	0,1	7,7*	0,0
SH	8	7,8	0,0	8,2	0,1	7,7	0,0	7,9	0,1
HP	8	7,7	0,1	8,1*	0,1	7,6	0,1	7,9*	0,0

Los resultados muestran como seis meses después de la reforestación, los suelos de las parcelas enmendadas con mulching de paja o poda presentaban pH ligeramente inferiores al control. Este descenso también se registró en las parcelas a las que se les había aplicado lodos de depuradora o polímeros. Sin embargo, los suelos tratados con estiércol no mostraban esta tendencia, y el valor encontrado estaba próximo al medido en el control ($7,7 \pm 0,0$). Por otra parte, la desviación estándar de las medidas mostró

cierta homogeneidad en los resultados. Cuando atendíamos al test de ANOVA ó U de Mann-Whitney, se observaban diferencias significativas para los conjuntos paja, poda y lodos con respecto al control.

Atendiendo al muestreo de otoño-2012, los resultados reflejan un aumento generalizado en el pH del suelo (Fig. 4.5). Este aumento se registró en las doce parcelas experimentales objeto de este estudio. Además, cuando los datos se comparan con los obtenidos en los suelos no enmendados, los conjuntos paja, poda, polímeros y lodos, mostraron pH inferiores. Específicamente, los valores fueron: $8,2\pm 0,0$; $7,9\pm 0,0$ y $8,1\pm 0,1$ para los tratamientos paja/poda, lodos y polímeros, respectivamente. Sin embargo, a diferencia de la primavera-2012, los suelos con estiércol registraron un pH ligeramente más bajo al de los suelos no enmendados. Cabe decir, que aunque se había producido un aumento generalizado respecto al muestreo previo, las diferencias entre ambos muestreos fueron ínfimas, suponiendo únicamente un aumento de entre 0,1-0,4 unidades. Finalmente, el ANOVA evidenció que doce meses después de la reforestación, existían diferencias significativas en los valores de pH para los tratamientos paja, lodos y polímeros con el suelo control.

Para la primavera-13, los valores pH fueron similares a los obtenidos en otros muestreos para la misma época del año. Por el contrario, cuando se comparaban con los obtenidos seis meses antes, los valores fueron inferiores (Fig. 4.5). Por otro lado, dieciocho meses después de la reforestación, cuatro de los tratamientos habían producido un descenso en el pH en relación a los a los suelos no enmendados. Concretamente, los valores encontrados fueron: $7,5\pm 0,1$; $7,6\pm 0,0$; $7,4\pm 0,1$ y $7,6\pm 0,1$ para los tratamientos paja, poda, lodos y, polímeros, respectivamente. Cabe decir que este descenso fue siempre inferior a la unidad. Respecto al análisis de la varianza, para la primavera-13, únicamente el conjunto lodos presentó diferencias significativas respecto a los suelos no enmendados.

De forma general, relativo al cuarto muestreo (otoño-2013), se observó nuevamente un aumento del pH con respecto al muestreo precedente. Este aumento fue además independiente al manejo (Fig. 4.5). Este muestreo coincide con las muestras tomadas 24 meses después de la reforestación, al final de la estación seca mediterránea. Los valores de pH para los suelos enmendados, fueron ligeramente inferiores al control para todos los tratamientos ($7,8\pm 0,0$; $7,9\pm 0,0$; $7,7\pm 0,0$; $7,9\pm 0,1$; $7,9\pm 0,0$ para los tratamientos paja, poda, lodos, estiércol y polímeros, respectivamente). Atendiendo al análisis de la varianza, únicamente no se observaron diferencias significativas entre el pH de los suelos tratados con estiércol respecto al control.

Podemos concluir, por tanto, que pese a que los suelos enmendados con paja, poda, estiércol, polímeros y lodos, presentaron pH inferiores a los suelos no

enmendados en los cuatro muestreos, las diferencias encontradas fueron mínimas y siempre inferiores a la unidad. Por otro lado, en términos generales, los dos muestreos de primavera habían reflejado valores de pH menores que los encontrados en los dos muestreos de otoño. Estas variaciones intra-anales aparecían siempre y fueron independientes del manejo aplicado al suelo.

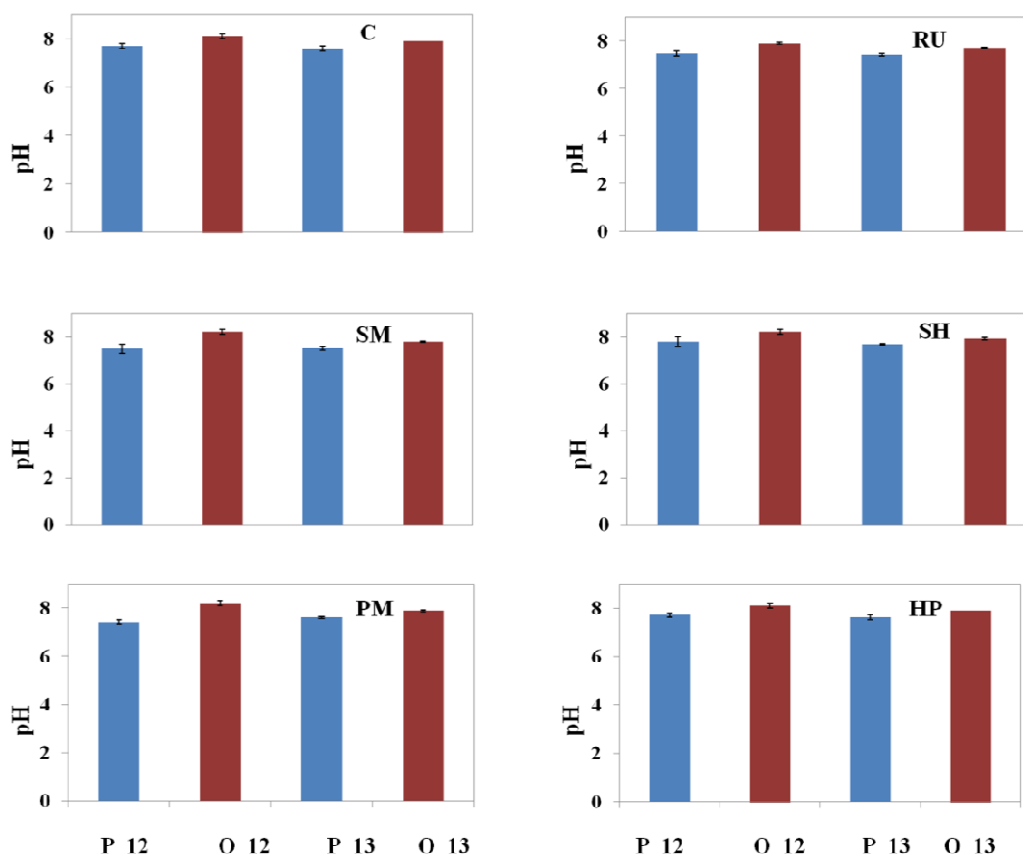


Figura. 4.5. Diagrama de cajas para el pH en cada fecha de muestreo. Donde; Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; P-12, primavera-12; O-12, otoño-12; P-13, primavera-13; O-12, otoño-12. Fuente: Elaboración propia.

2.1.2.2. Análisis de las diferencias entre tratamientos

Para identificar que valores de pH fueron diferentes entre las enmiendas, para cada muestreo, se aplicó a los datos la prueba estadística del test Tukey (Tabla 4.8). Para los casos que $\alpha \geq 0,05$, el test de Games-Howell fue aplicado en sustitución de la prueba de Tukey.

Con respecto al primer muestreo, primavera-2012, el test de Games-Howell puso de manifiesto, para las parcelas enmendadas con estiércol, diferencias significativas en los valores de pH respecto a los otros cuatro tratamientos: paja, poda, lodos y

polímeros. Por otro lado, cuando se compararon las varianzas para el segundo muestreo, otoño-2012, las diferencias en el pH se encontraron para las parcelas enmendadas con lodos. Además, para este muestreo, el resultado del test de Tukey indicó, además de lo descrito para las parcelas enmendadas con lodos, diferencias significativas entre los conjuntos paja y poda.

Tabla 4.8. Test de Tukey o Games-Howell para los datos de pH. Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. (*) indica diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$). Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento		Primavera-12	Otoño-12	Primavera-13	Otoño-13
SM	PM	0,26	0,02*	0,63	0,02*
	SH	0,99	0,00*	0,76	0,02*
	RU	0,00*	0,74	0,12	0,00*
	HP	0,98	0,82	0,99	0,22
PM	SM	0,26	0,02*	0,63	0,02*
	RU	0,15	0,00*	0,76	0,00*
	SH	0,00*	1,00	0,09	0,86
	HP	0,60	0,28	0,99	0,70
RU	SM	1,00	0,00*	0,76	0,02*
	PM	0,15	0,00*	0,10	0,00*
	SH	0,00*	0,03*	0,02*	0,00*
	HP	0,88	0,00*	0,73	0,00*
SH	SM	0,00*	0,74	0,12	0,00*
	PM	0,00*	1,00	0,09	0,86
	RU	0,00*	0,03*	0,02*	0,00*
	HP	0,00*	0,52	0,62	0,43
HP	SM	0,98	0,82	0,99	0,22
	PM	0,60	0,28	0,99	0,70
	RU	0,88	0,00*	0,73	0,00*
	SH	0,00*	0,52	0,62	0,43

El muestreo llevado a cabo 18 meses después de la reforestación, representaba aquel en el que los valores de pH fueron más semejantes entre sí. Sin embargo, en la primavera-2013, únicamente se habían encontrado diferencias entre los conjuntos lodos y estiércol. Estas diferencias, además, se han evidenciado en los dos muestreos

anteriores, haciéndose también manifiestas en el cuarto muestreo, otoño-13, indicando que ambas enmiendas modificaban de forma distinta el pH del suelo.

Finalmente, cuando el test de Tukey o Games Howell se aplicó a las muestras recogidas 24 meses después de la reforestación, las diferencias entre los tratamientos se hicieron aún más evidentes. Así, se observaron diferencias significativas entre las parcelas enmendadas con paja y las enmendadas con poda, lodos o estiércol; entre las parcelas enmendadas con poda y las enmendadas con lodos; y entre el tratamiento de lodos y las enmendadas poda, paja, estiércol o polímeros.

Respecto a las variaciones en el pH, podíamos concluir que el conjunto enmendado con lodos fue el más significativamente diferente de todos. Respecto al menos diferente, fue el conjunto enmendado con polímeros, que únicamente difería con el tratamiento de lodos al final de las estaciones secas mediterráneas 2012 y 2013. Además, con independencia del manejo realizado, los resultados ponen de manifiesto que los valores de pH fueron más semejantes entre sí en los muestreos de primavera 2012 y 2013.

2.1.3. Conductividad eléctrica

El uso de enmiendas podría alterar la salinidad del suelo, lo que a su vez, podría conllevar un efecto adverso en las tasas de supervivencia y crecimiento de la vegetación reforestada. Por esto, la conductividad eléctrica (CE) constituye un parámetro fundamental a tener en consideración, en cualquier plan de reforestación que contemple el uso de enmiendas.

En este apartado mostramos los resultados obtenidos para la CE en los diferentes manejos objeto de este estudio. Para ello, en primer lugar, presentaremos aquellos cambios debidos a la aplicación de las enmiendas respecto a los suelos que no fueron enmendados. En segundo lugar, trataremos de dilucidar aquellas diferencias existentes en la CE del suelo introducidas por el uso de un tipo de enmienda u otra.

2.1.3.1. Análisis de las diferencias con la condición control

En esta sección presentamos las diferencias significativas para cada tratamiento respecto al control. Estas fueron medidas usando el test de estadístico del análisis de la varianza (ANOVA). Cuando la asunción de homocedasticidad no se cumplió, se aplicó el test de la U de Mann-Whitney.

En la tabla 4.9, se recogen los valores medios para la CE en cada manejo y la desviación estándar de los mismos (SD±). Además, las diferencias significativas obtenidas en los test estadísticos se han recogido marcando el valor con un asterisco (*).

Relativo a las diferencias con el control, únicamente las parcelas tratadas con lodos presentaron diferencias significativas en los cuatro muestreos. Por otro lado, las parcelas enmendadas con astillas de poda, mostraron diferencias únicamente en el primer y segundo muestreo, primavera-2012 y otoño-2012. Respecto a las parcelas enmendadas con un mulch de paja, solo se encontraron diferencias con el control seis meses después de la reforestación, primavera-2012. Finalmente, no se encontraron diferencias en la EC para los tratamientos polímeros y estiércol, en ninguna de las fechas muestreadas.

Tabla 4.9. Media y desviación estándar para la conductividad eléctrica (CE) en parcelas enmendadas y reforestadas. Unidad de medida $\mu\text{S cm}^{-1}$. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; n, número de muestras; SD±, desviación estándar. (*), indica diferencias significativas relativa al control (C, $p < 0,05$). Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	n	Primavera-12		Otoño-12		Primavera-13		Otoño-13	
		Media	SD ±	Media	SD ±	Media	SD ±	Media	SD ±
C	8	224,6	51,5	424,5	42,6	374,0	31,5	699,1	117,5
SM	8	348,7*	33,4	547,0	89,1	420,7	60,7	509,5	52,8
PM	8	453,5*	76,0	673,7*	30,2	385,2	54,5	718,1	149,5
RU	8	420,2*	56,5	737,5*	58,1	507,2*	91,7	1358,7*	152,8
SH	8	212,3	33,3	489,0	49,6	389,2	111,8	593,3	95,0
HP	8	389,3	112,9	454,5	28,4	370,9	97,2	668,0	79,4

Cuando las muestras se tomaban en primavera, se producía una caída en los valores de CE respecto a las muestras tomadas en otoño. Esta variabilidad temporal en los valores, fue independiente a la modificación del suelo (Fig. 4.6). Esto se podía observar tanto en las parcelas enmendadas como en los suelos que no fueron enmendados.

Finalmente respecto al efecto de las enmiendas en la CE, en el muestreo de primavera-2012, se observaba un incremento en los valores respecto a los suelos no enmendados para todos los tratamientos. Este incremento no se registró en aquellas parcelas que fueron enmendadas con estiércol vacuno, donde la CE descendió ligeramente ($212,3 \pm 33,3 \mu\text{S cm}^{-1}$). Para el segundo muestreo, otoño-2012, estos

incrementos se hicieron evidentes en los cinco tratamientos. Así los valores registrados fueron $547,0 \pm 89,1 \mu\text{S cm}^{-1}$; $673,7 \pm 58,1 \mu\text{S cm}^{-1}$; $737,5 \pm 58,1 \mu\text{S cm}^{-1}$; $489,0 \pm 49,6 \mu\text{S cm}^{-1}$ y $454,5 \pm 28,4 \mu\text{S cm}^{-1}$ para los conjuntos paja, poda, lodos, estiércol y polímeros, respectivamente. Relativo al muestreo de primavera-2013, fue el conjunto enmendado con polímeros el único que mostró valores inferiores al control. Sin embargo, seis meses después (otoño-2013), este descenso se registró en los conjuntos paja, estiércol y polímeros, con valores medios de $509,0 \pm 52,8 \mu\text{S cm}^{-1}$; $593,3 \pm 95,0 \mu\text{S cm}^{-1}$ y $668,0 \pm 79,4 \mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente. Así, 24 meses después de la reforestación únicamente se había incrementado la CE en el suelo tratado con lodos. Además, el incremento fue del doble al registrado en el conjunto control ($1358,7 \pm 152,8 \mu\text{S cm}^{-1}$).

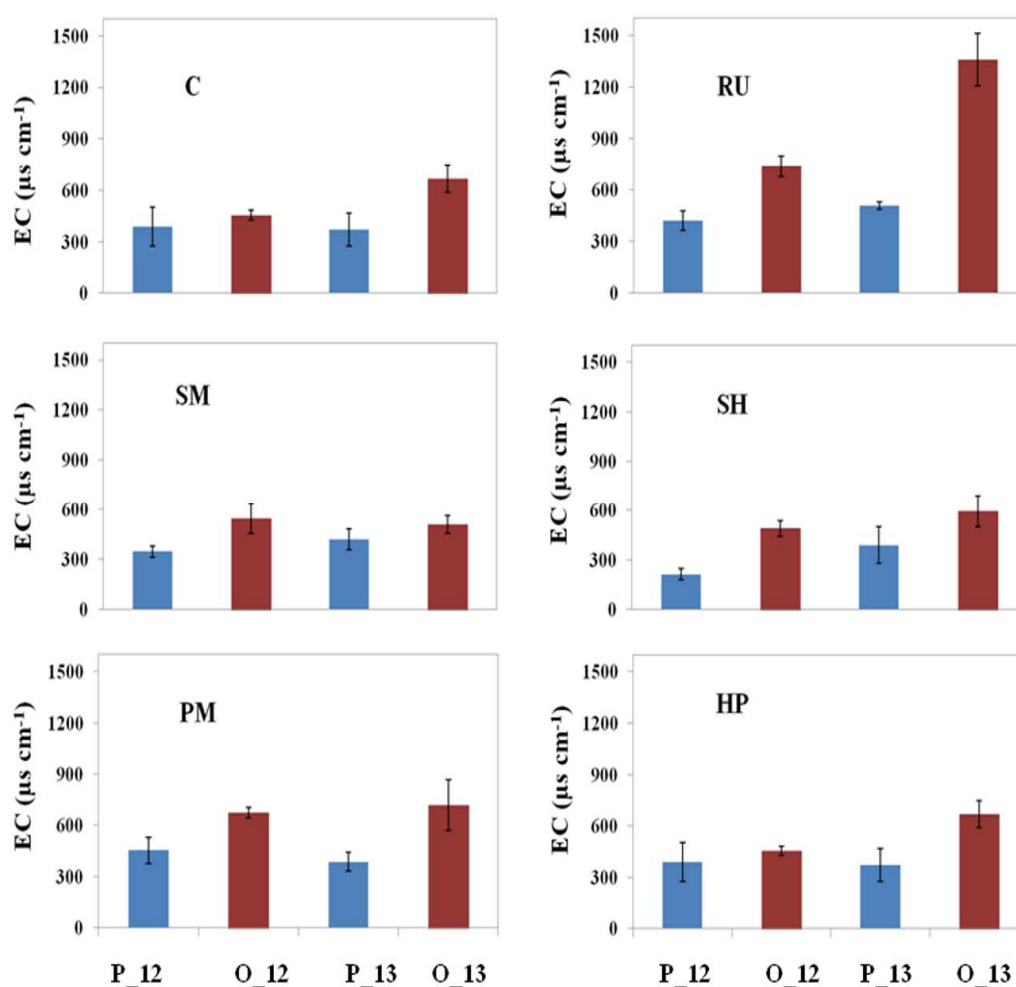


Figura. 4.6. Diagrama de cajas para el conductividad eléctrica (CE) en cada fecha de muestreo. Donde; Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; P-12, primavera-12; O-12, otoño-12; P-13, primavera-13; O-13, otoño-13. Fuente: Elaboración propia.

2.1.3.2 Análisis de las diferencias entre tratamientos

La comparativa de los valores de CE para tratamientos, dos a dos, se ha realizado mediante el test de Tukey o mediante la prueba de Games Howell. El nivel de

significación para cada comparativa aparece recogido la tabla 4.10, las diferencias significativas con un asterisco (*) en la misma.

Tabla 4.10. Test de Tukey o Games-Howell para los datos de conductividad eléctrica (EC). Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. (*) indica diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$). Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento		Primavera -12	Otoño-12	Primavera-13	Otoño-13
SM	PM	0,25	0,22	0,96	1,00
	SH	0,32	0,07	0,52	0,02*
	RU	0,01*	0,71	0,97	0,65
	HP	0,95	0,42	0,90	0,09
PM	SM	0,25	0,22	0,96	0,23
	RU	0,95	0,41	0,21	0,01*
	SH	0,20*	0,01*	1,00	0,58
	HP	0,87	0,00*	1,00	0,97
RU	SM	0,32	0,07	0,52	0,01*
	PM	0,95	0,41	0,21	0,02*
	SH	0,01*	0,00*	0,24	0,01*
	HP	0,94	0,00*	0,36	0,00*
SH	SM	0,01*	0,71	0,97	0,58
	PM	0,02*	0,01*	1,00	0,65
	RU	0,01*	0,00*	0,24	0,01*
	HP	0,02*	0,86	1,00	0,75
HP	SM	0,95	0,42	0,90	0,09
	PM	0,87	0,00*	1,00	0,97
	RU	0,94	0,00*	0,36	0,00*
	SH	0,02*	0,86	1,00	0,75

Relativo al primer muestreo, correspondiente con la primavera-2012, la prueba de Tukey mostró que la CE medida en las parcelas enmendadas con estiércol presentaba diferencias significativas respecto a los tratamientos paja, poda, lodos y polímeros. Del mismo modo, para esta fecha, se encontraron diferencias entre los conjuntos paja y lodos. Sin embargo, cuando el test de Tukey se aplicó a las muestras recogidas doce meses después de la reforestación, otoño-2012, las parcelas enmendadas con paja y lodos fueron significativamente diferentes a los conjuntos estiércol y polímeros. Por otro lado, relativo al tercer muestreo (primavera-2013), comparando las varianzas

dieciocho meses después de la reforestación, no se encontraron diferencias entre ninguno de los cinco manejos aplicados.

Finalmente, cuando el test de Tukey o Games Howell fue aplicado al muestreo de otoño-2013, 24 meses después de la reforestación, fueron los valores relativos a las parcelas enmendadas con lodos los que más diferencias presentaron al compararlos con los otros cuatro tratamientos. Así, las parcelas enmendadas con lodos fueron significativamente diferentes a las de poda, paja, estiércol y, polímeros. Del mismo modo, la CE de las parcelas enmendadas con estiércol mostraba diferencias con los conjuntos paja y polímeros.

2.2. Propiedades físicas

Un parámetro fuertemente relacionado con la pérdida de suelo es la estabilidad de los agregados. El grado de estabilidad de los mismos, es uno de los factores que más fuertemente influyen sobre la erosionabilidad de un sistema eco-geomorfológico. Además, condiciona la infiltración y por tanto, afecta a la tasa de escorrentía y erosión. La estabilidad estructural se convierte entonces, tras el uso de enmiendas, en un componente clave en la gestión del agua y la pérdida de nutrientes y materiales del suelo. Analizaremos, por tanto, aquellas modificaciones introducidas en la estabilidad estructural del suelo y que son relativas al uso de enmiendas.

2.2.1 Estabilidad estructural

En este apartado se muestran las curvas de estabilidad estructural del suelo, con el fin de reconocer las posibles modificaciones introducidas por el uso de las enmiendas (Fig. 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 y 4.11). El método de estimación, tal como se expuso en el capítulo de métodos, se basó en la medida del porcentaje de agregados estables para diferentes fracciones de agregados (>2 mm, 2-1 mm, 1-0,5 mm, 0,5-0,250 mm, 0,250-0,125 mm, 0,125-0,053 mm). Concretamente, en el capítulo de material y métodos, establecíamos el tamaño 0,250 mm como el tamaño umbral para diferenciar los macro y microagregados del suelo (Edwards y Bemner., 1967; Tisdall y Oades., 1979, 1982; Elliot., 1986; Miller y Jastrow., 1990). Trataremos de encontrar en este apartado, las diferencias en la estabilidad estructural de los macro y microagregados del suelo para cada uno de los tratamientos respecto al control.

Los resultados que expondremos a continuación, parten del análisis de las muestras de suelo, entre 0-10 cm de profundidad, para las fechas: (i) primavera-2012 (6 meses después de la reforestación), (ii) otoño-2012 (12 meses después de la reforestación), (iii) primavera-2013 (18 meses después de la reforestación), (iv) otoño-13 (24 meses después de la reforestación). En relación a los test estadísticos aplicados,

fueron el análisis de la varianza (ANOVA) y la U de Mann-Whitney. Así, los datos específicos para la estabilidad estructural de las diferentes fracciones están recogidos en el anexo II.

La estabilidad estructural para los macroagregados en el conjunto control, es decir para las parcelas reforestadas y no enmendadas, fue media-baja a lo largo de todo el periodo de estudio (Tabla 4.11). El porcentaje de agregados estables oscilaba entre el 10% y el 30%, dependiendo de la fecha en la que fuesen tomadas las muestras. Así en las fechas primavera-2012 y otoño-2012, estaban próximos al 10%, mientras que para las fechas primavera-2013 y otoño-2013, alcanzaron valores superiores al 20% (Fig. 4.7). Respecto a la dispersión de los datos, el coeficiente de variación medido fue de 31,4%, lo que indicaba una variabilidad media. Si atendíamos a la microagregación, agregados < 0,250 mm, la estabilidad fue media-alta y con un coeficiente de variación menor que el encontrado en la fracción anterior, del 14,3% (Tabla 4.12).

Tabla 4.11. Porcentaje de macroagregados ($\geq 0,250$ mm) para los diferentes muestreos. Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia.

	Primavera12		Otoño12		Primavera13		Otoño13	
	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±
C (%)	12,2	3,8	10,9	6,0	27,8	17,3	22,4	6,3
SM (%)	38,1	27,1	47,6	31,0	76,3	10,5	39,2	34,9
PM (%)	51,9	20,9	52,2	34,2	71,3	10,7	48,8	25,5
RU (%)	34,1	37,9	50,4	37,5	61,2	19,7	44,1	37,9
SH (%)	34,7	46,4	34,1	32,0	61,2	18,6	35,9	42,9
HP (%)	44,2	30,0	44,3	30,1	38,7	8,6	42,9	6,8

En las curvas de estabilidad estructural para los conjuntos enmendados con un mulch de paja y poda, se observaba un incremento significativo de la estabilidad en los macroagregados respecto al conjunto control (Fig. 4.8; 4.9; 4.10 y 4.11). Cuando se comparaban los datos medios a lo largo de todo el periodo de estudio, se observó un aumento paulatino en la macroagregación para los primeros 18 meses. Esto significó que en el muestreo de primavera-2013, de cada 100 g de macroagregados aproximadamente, 75 g eran estables. Sin embargo, en la fecha otoño-2012, se observó una caída en el porcentaje de macroagregados estables (Tabla 4.11). De este modo, los valores medidos 24 meses después de la reforestación, fueron 39,2% y 48,8% para los conjuntos paja y poda, respectivamente. Relativo a los microagregados, no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos paja y poda con el conjunto control, para ninguno de los muestreos analizados (Tabla 4.12).

Un comportamiento temporal similar al descrito para los conjuntos paja y poda fue encontrado en las parcelas tratadas con lodos de depuradora. Así, se observaba un

incremento significativo de la estabilidad en los macroagregados respecto a los suelos no enmendados durante los 18 primeros meses. De este modo, en la fecha primavera-2013 de cada 100 g de macroagregados, 61 g eran estables (Tabla 4.11). Si atendíamos a la microagregación, los datos fueron semejantes a los medidos en el conjunto control, siendo incluso ligeramente inferiores para las fechas primavera-2012 y otoño-2013.

Tabla 4.12. Porcentaje de microagregados (< 0,250 mm) para los diferentes muestreos. Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia.

	Primavera12		Otoño12		Primavera13		Otoño13	
	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±
C (%)	62,4	16,7	71,8	10,3	61,6	22,9	56,6	21,9
SM (%)	69,3	16,9	90,0	3,6	77,5	13,6	69,7	10,0
PM (%)	74,0	13,4	62,3	22,1	69,8	33,0	73,3	14,3
RU (%)	61,4	30,0	65,6	22,2	74,5	25,6	67,8	16,0
SH (%)	56,2	33,3	62,9	22,4	77,0	18,6	47,8	29,4
HP (%)	64,2	23,6	54,2	25,6	79,4	18,0	56,7	10,6

Finalmente, si atendemos a las curvas de estabilidad estructural para los conjuntos enmendados con estiércol de origen vacuno y polímeros, se observaba un ligero incremento de la estabilidad en los macroagregados respecto al control, que además fue más o menos estable para todo el periodo de estudio. De este modo, los valores medios medidos oscilaban entre el 35% y 45% para los conjuntos estiércol y polímeros, respectivamente (Tabla 4.11). Sin embargo, no se observaron diferencias significativas con el control a lo largo de todo el periodo de estudio. Además, cabe decir que el incremento registrado, fue siempre inferior al medido en los conjuntos paja, poda o lodos, con independencia de la fecha del muestreo. Relativo a la estabilidad estructural de los microagregados, no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos estiércol y polímeros para ninguno de los muestreos analizados con respecto al control (Tabla 4.12).

En general, estos resultados muestran únicamente una incidencia positiva en la macroagregación cuando la reforestación era asistida. Especialmente, en aquellos suelos tratados con paja, poda y lodos.

Si atendemos a la distribución por tamaños de las distintas fracciones de macroagregados, figuras 4.8, 4.9, 4.10 y 4.11, para fracción de agregados >2 mm, fueron muy pocas las cantidades de agregados estables encontradas para los suelos no fueron enmendados. Así, la estabilidad de agregados fue inferior al 13% en los dos muestreos de primavera y estaba comprendía entre el 12% y el 25%, para los muestreos

de otoño. Sin embargo, los resultados mostraban que cuando los suelos eran enmendados, el porcentaje de agregados estables para esta fracción aumentaba significativamente. Esto fue independiente del tipo de enmienda utilizada y durante los primeros 12 meses tras la adición de las mismas. No obstante, cabe destacar que no se encontraron agregados estables, $\phi > 2$ mm, en los suelos enmendados con paja para el muestreo de otoño-2013.

Por otro lado, los incrementos registrados para el segundo tamaño de macroagregados, 1-2 mm, fueron menores que los incrementos registrados para la fracción superior (> 2 mm). Los datos para la fracción inferior, comprendida entre 0,5-1 mm, muestran que los suelos con enmiendas de paja y poda incrementaron significativamente el porcentaje de agregados en los muestreos primavera-2013 y otoño-2013.

Si atendemos a la fracción comprendida entre 0,5-1 mm, en los suelos enmendados con estiércol, no se encontraron diferencias significativas con el control. Relativo a los lodos y polímeros, únicamente se encontraron diferencias para el muestreo de otoño-2012 y primavera-2013, respectivamente. Finalmente, los suelos enmendados con polímeros, únicamente mostraban diferencias para esta fracción con el control en las fechas otoño-2012 y otoño-2013.

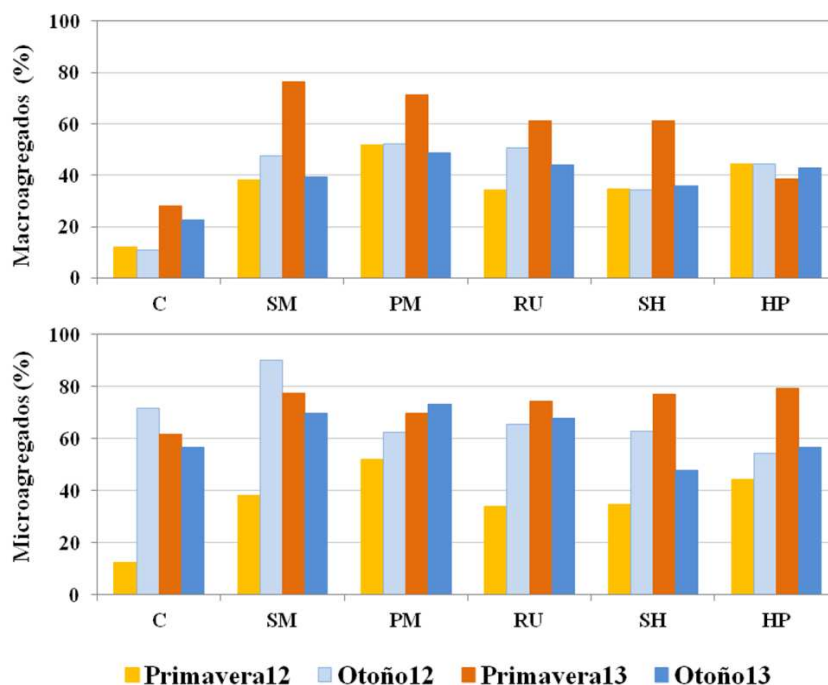


Figura. 4.7. Porcentaje de macroagregados y microagregados estables para las campañas de muestreo primavera-2012; otoño-2012; primavera-2013 y otoño-2013. Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia.

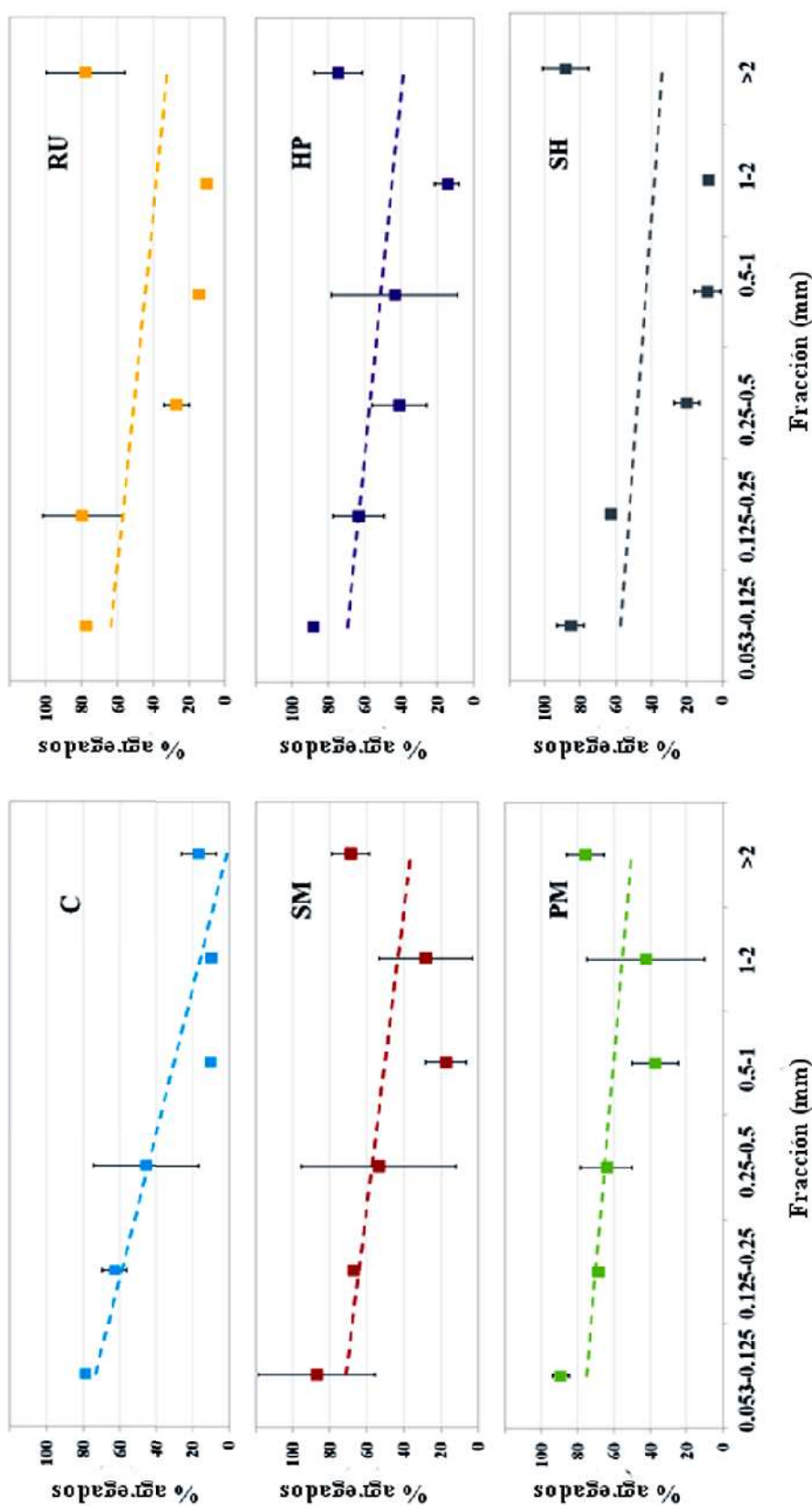


Figura. 4.8. Porcentaje de agregados estables para las diferentes fracciones analizadas en el muestreo de primavera-12. Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia.

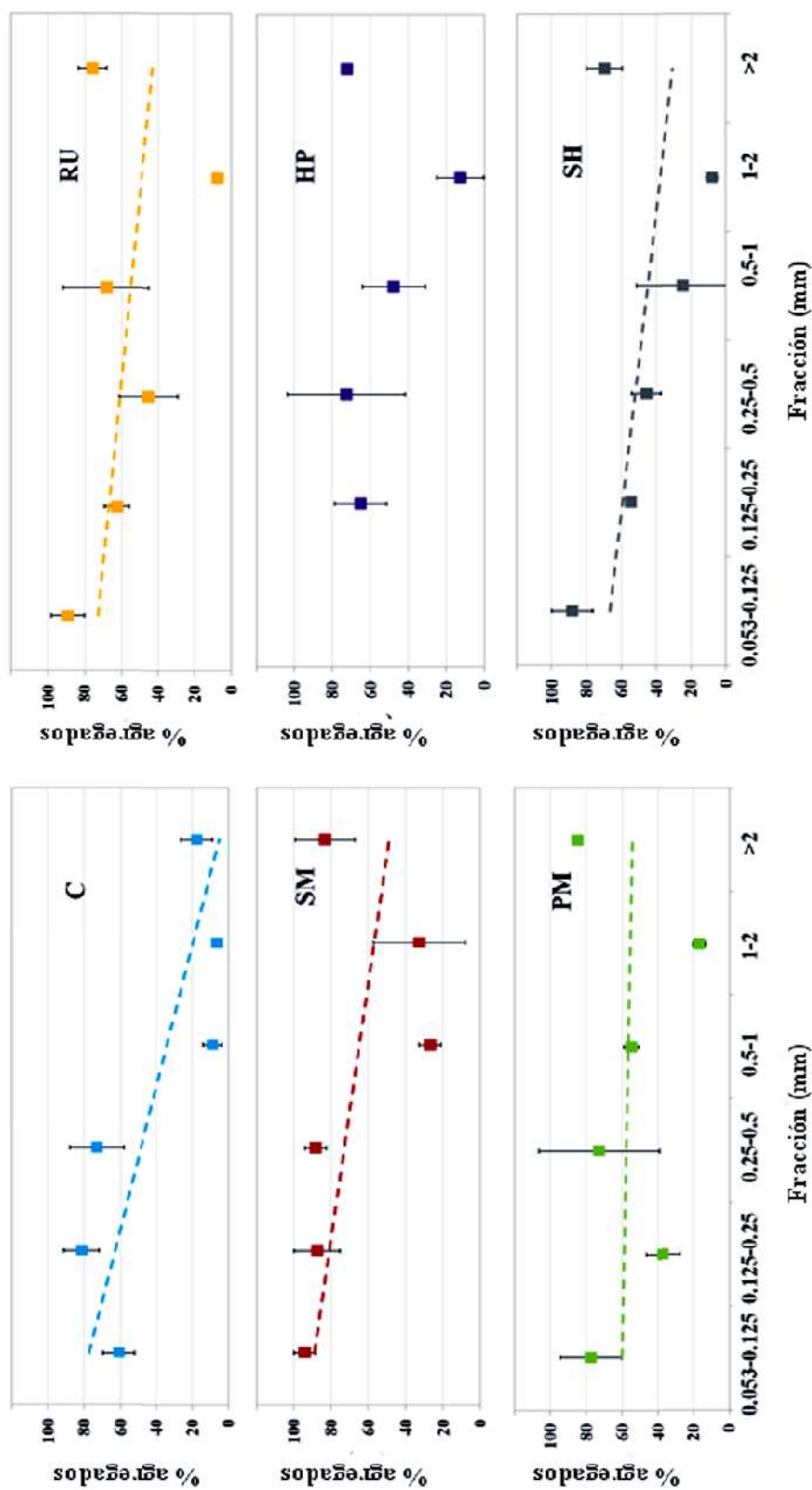


Figura. 4.9. Porcentaje de agregados estables para las diferentes fracciones analizadas en el muestreo de otoño-12. Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia.

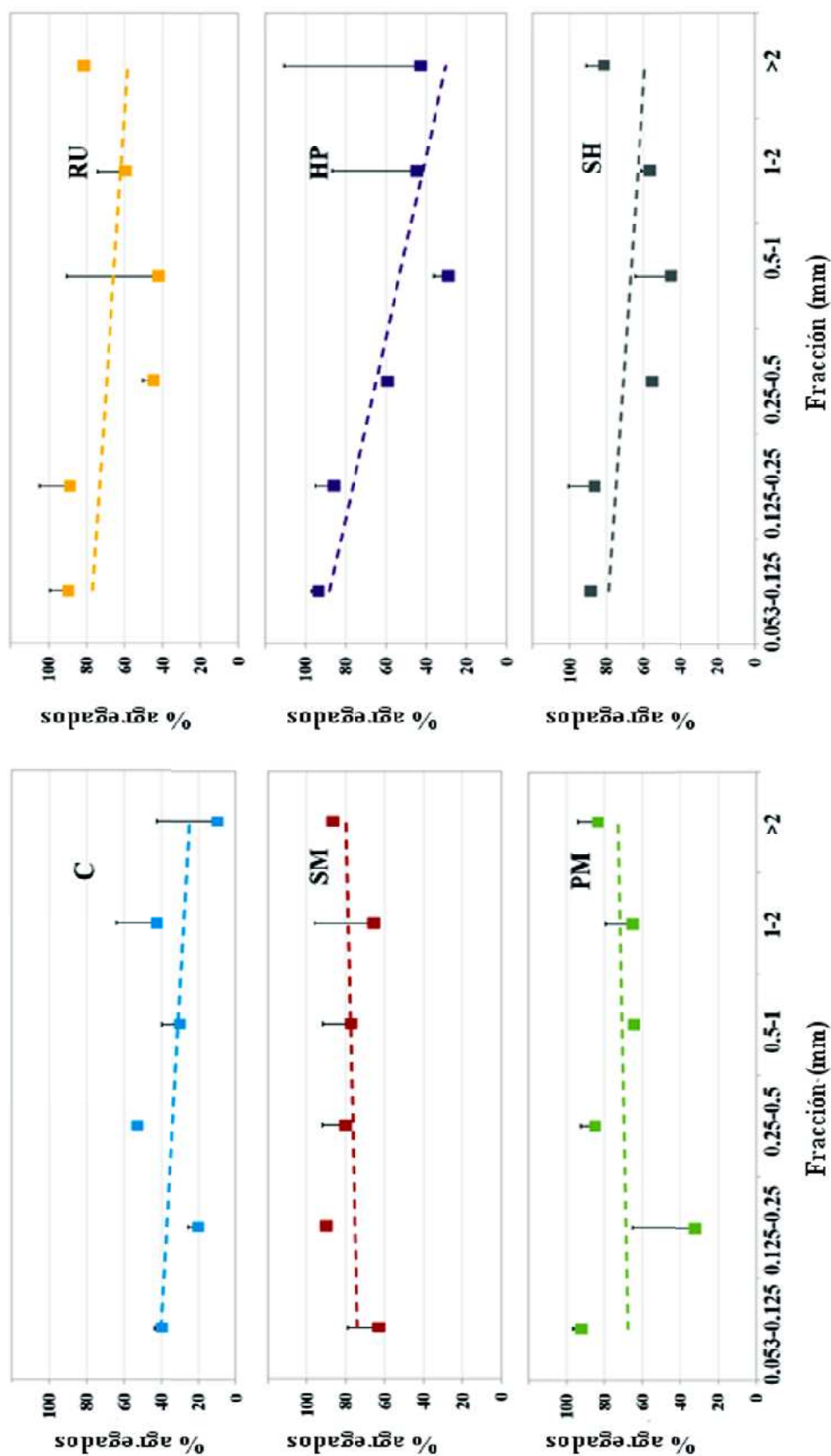


Figura. 4.10. Porcentaje de agregados estables para las diferentes fracciones analizadas en el muestreo de primavera-13. Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia.

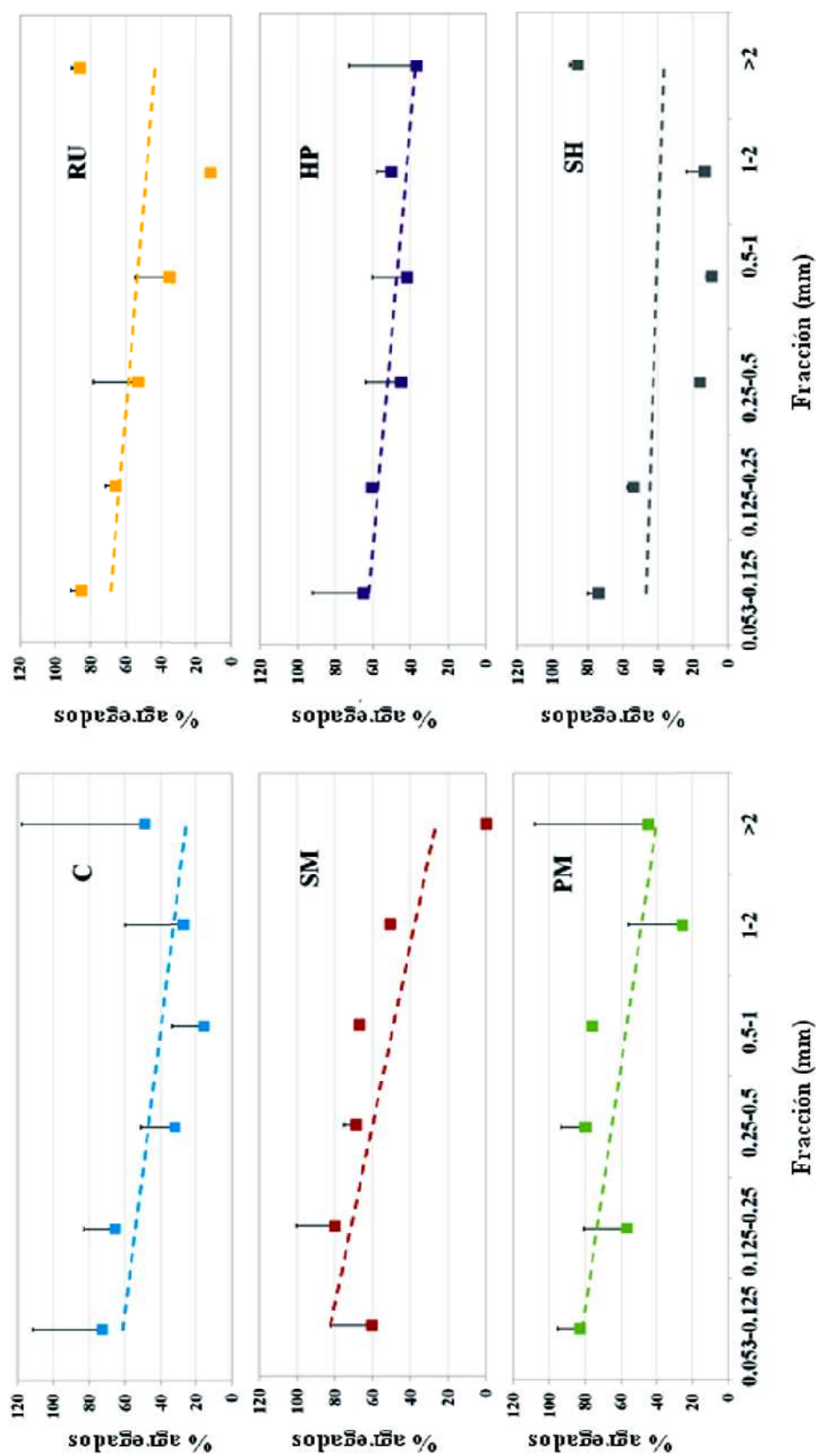


Figura. 4.11. Porcentaje de agregados estables para las diferentes fracciones analizadas en el muestreo de otoño-13. Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia.

2.3. Propiedades hídricas del suelo

El suelo, como medio poroso que es, puede dejar pasar el agua de forma vertical y lateral, si el terreno está inclinado, a través de los huecos que dejan las partículas minerales y orgánicas que lo forman, al mismo tiempo que es capaz de retenerla. Estos fenómenos de infiltración, transmisión y retención de agua que ocurren en el suelo, los hemos estudiado mediante la experimentación y el análisis de las siguientes propiedades hídricas del suelo: hidrofobicidad del suelo bajo distintos tratamientos y la capacidad de infiltración del suelo a distintos niveles de succión.

2.3.1 Hidrofobicidad

Como ya se ha dicho en el correspondiente capítulo de métodos, la repelencia reduce la afinidad de un suelo por el agua, por lo tanto, es un factor importante a tener en consideración ya que podría afectar la hidrodinámica del sistema eco-geomorfológico (Doerr y Shakesby, 2009). Por este motivo, en el presente estudio, la repelencia al agua fue medida en 120 puntos diferentes al objeto de determinar aquellas modificaciones relativas a la adición de enmiendas al suelo. Los datos específicos de los 120 ensayos están recogidos en el anexo III.

Para cada parcela, en el mes de octubre del año 2013, coincidiendo con el inicio de la estación húmeda, se realizó in situ y en superficie (0-1 cm), la medida de la hidrofobicidad del suelo para dos microambientes diferentes: bajo matorral y bajo suelo desnudo. Así, la tabla 1.13 muestra los valores medios de repelencia encontrados en los 20 test ensayados, para cada tratamiento y microambiente.

Los resultados de repelencia al agua medidos con el test del etanol (TPE), no mostraron en los suelos control evidencias de hidrofobicidad. Concretamente, para este conjunto, los valores registrados en los 20 ensayos, resaltaban la elevada hidrofilia o afinidad por el agua del suelo. Esta hidrofilia, extrema, aparecía siempre que los suelos fueron reforestados y no enmendados. Además, mostró ser independiente bajo condiciones de suelo desnudo o bajo matorral.

En otro sentido, la tabla 4.13 muestra como la adición de ciertas enmiendas al suelo, favorece el desarrollo de cierta repelencia al agua. Concretamente, los valores más altos de repelencia encontrados, se atribuyen a los tratamientos mulch de paja, mulch de poda y lodos de depuradora. Además, según la calificación propuesta por Doerr (1998), los resultados reflejaron que la hidrofobia era mayor cuando el test del TPE se realizaba en condiciones de suelo desnudo que bajo la cubierta vegetal. Esto fue especialmente significativo en los suelos enmendados con paja, para los que la

repelencia al agua medida, en condiciones de suelo desnudo, fue extrema frente a la moderada o ligera encontrada en los tratamientos mulch de paja o lodos.

Tabla 4.13. Valor medio de repelencia al agua (clases 1-10) según Doerr (1998). Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Las letras a y b, se corresponden con las dos parcelas réplicas para cada tratamiento; SWR, repelencia del suelo al agua. Fuente: Elaboración propia.

		Suelo desnudo		Bajo matorral	
		Clase	SWR	Clase	SWR
C	a	1,0	Muy hidrofílico	1,0	Muy hidrofílico
	b	1,0	Muy hidrofílico	1,0	Muy hidrofílico
SM	a	9,0	Extrema	6,6	Fuerte
	b	9,0	Extrema	6,6	Fuerte
PM	a	7,6	Muy fuerte	3,6	Ligera
	b	7,6	Muy fuerte	3,0	Hidrofílico
RU	a	6,0	Fuerte	5,0	Moderada
	b	5,8	Fuerte	6,0	Fuerte
SH	a	1,0	Muy hidrofílico	1,0	Muy hidrofílico
	b	1,0	Muy hidrofílico	1,4	Muy hidrofílico
HP	a	1,0	Muy hidrofílico	1,2	Muy hidrofílico
	b	1,0	Muy hidrofílico	1,8	Muy hidrofílico

De otro lado, se observa que cuando la reforestación fue asistida con estiércol de origen vacuno, el suelo presentaba una hidrofilia alta (Tabla 4.13). Esto además, demostró ser independiente de que el test fuese ensayado bajo condiciones de suelo desnudo o bajo matorral. Es decir, la adición de estiércol en el proceso de reforestación, no había introducido modificaciones en la hidrofobicidad del suelo respecto a los suelos que habían sido reforestados y no enmendados.

Un patrón similar al descrito para los suelos enmendados con estiércol de origen de vacuno, pudo ser observado en las parcelas enmendadas con polímeros hidroabsorbentes. En estos casos, el uso de polímeros tampoco había disminuido la afinidad del suelo por el agua respecto al control. Así, la media de los 20 ensayos

resaltaba que estábamos ante suelos muy hidrofílicos. Además, esta hidrofilia mostró ser independiente de que el test se ensayase bajo suelo desnudo o bajo matorral.

2.3.2. Conductividad hidráulica no saturada

En este apartado evaluaremos aquellos cambios respecto al control, para la tasa de infiltración del suelo, que son consecuencia del uso de las enmiendas. Conforme a lo expuesto por Gordillo-Rivero et al. (2013) y Robichaud et al. (2008), tal como se ha recogido en el correspondiente capítulo de material y métodos, la capacidad de infiltración del suelo, en cada manejo, se determinó a tres succiones diferentes (-0,5 cm; -2,0 cm y; -6,0 cm). Así, para cada succión, se han realizado dos campañas de muestreo con el infiltrómetro de minidisco: (i) agosto-2012; y (ii) mayo-2013, coincidiendo con condiciones de suelo seco y húmedo, respectivamente.

Se han realizado cuatro repeticiones para cada valor de succión, de modo que se han realizado 288 pruebas de infiltración en total (144 por campaña). Los resultados que a continuación se detallan, para cada tratamiento, son el resultado de los valores medios de cada réplica, acompañados de sus medidas de dispersión. Así, el valor medio para cada succión, será el promedio de las dos medidas en cada parcela dentro de cada tratamiento. Esto hará un total de cuatro medidas por succión, por tratamiento y campaña de muestreo. Dentro de cada parcela, los puntos se seleccionaron de forma aleatoria y se midió la humedad gravimétrica del suelo, a 5 cm de profundidad, en el momento de realizar el test (Tabla 4.14). También, se han elaborado las curvas de infiltración acumulada para cada fecha de muestreo y tratamiento (Fig. 4.12).

Tabla 4.14. Resultados medios para la conductividad hidráulica (cm h^{-1}) en condiciones de suelo seco (agosto 2012) para las tres succiones medidas. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Los números marcados con un asterisco (*) representan la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos y el control (C). CV%, coeficiente de variación; H%, porcentaje de humedad del suelo a 5 cm de profundidad en el momento de la prueba; n, número de repeticiones para cada una de las succiones. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	n	H (%)	T=-0,5 cm		T=-2,0 cm		T = -6,0 cm	
			Media	CV%	Media	SD±	Media	SD±
C	4	3,1	0,59	14,04	0,34	19,15	0,27	22,46
SM	4	3,8	3,40*	35,45	1,20	59,20	0,60	49,06
PM	4	3,6	2,72*	33,69	2,21*	21,89	0,72	42,64
SH	4	3,2	0,49	18,63	0,61	20,40	0,45	41,63
RU	4	3,4	3,12*	26,67	1,17	41,22	0,42	25,60
HP	4	3,3	1,88	27,91	0,70	42,11	0,54	59,85

El análisis estadístico de los datos ha incluido correlaciones, regresiones y los test de Tukey y Games-Howell. La asunción de normalidad fue medida usando el test de Shapiro-Wilk. En todos los casos se cumplió esta asunción, el test de Tukey fue usado para determinar diferencias en las varianzas entre los grupos (control, mulch de paja, mulch de poda, lodos, polímeros y estiércol). Por otro lado, en el anexo IV están recogidos los datos específicos para cada uno de los ensayos, así como, el nivel de significancia resultado de la comparativa del test de Tukey.

Los resultados obtenidos muestran cierta variabilidad, que fue dependiente del manejo introducido al suelo. En términos generales, las tasas de infiltración (Fig. 4.12) en los tratamientos mulch de paja, mulch de poda y lodos, fueron siempre superiores a la condición control. Sin embargo, para los suelos enmendados con estiércol y polímeros, estas diferencias no se hicieron tan manifiestas como en los tres tratamientos anteriores. Además, cuando se comparaban las diferencias obtenidas entre tratamientos para las diferentes campañas de muestreo, los valores absolutos también reflejaban la variabilidad descrita anteriormente, ya que las diferencias se hacían manifiestas con independencia de que el test fuese realizado en condiciones de suelo seco o húmedo (Tablas 4.14 y 4.15).

Tabla 4.15. Resultados medios para la conductividad hidráulica (cm h^{-1}) en condiciones de suelo húmedo (mayo 2013) para las tres succiones medidas. Donde; C, control; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Los números marcados con un asterisco (*) representan la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos y el control (C). CV%, coeficiente de variación; H%, porcentaje de humedad del suelo a 5 cm de profundidad en el momento de la prueba; n, número de repeticiones para cada una de las succiones. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	n	H%	-0,5		-2,0		-6,0	
			Media	CV%	Media	SD±	Media	SD±
C	4	9,1	0,99	32,03	0,46	18,86	0,33	55,04
SM	4	11,4	2,41*	19,26	0,71	30,67	0,69	20,92
PM	4	10,0	2,60*	23,38	1,35*	26,03	0,84*	15,47
SH	4	8,9	0,62	43,56	0,58	51,44	0,39	68,58
RU	4	7,2	2,01*	7,53	1,04*	16,07	0,30	39,00
HP	4	10,6	1,18	33,96	0,49	20,37	0,36	31,76

En los suelos enmendados con un mulch de paja esta circunstancia se daba a cualquier tensión de succión, lo que indicaba que la capacidad de infiltración del suelo aumentaba, se veía facilitada, fuese cual fuese el potencial de succión. Sin embargo, el coeficiente de variación (CV%) indicó una considerable variabilidad en los resultados, especialmente, en condiciones de suelo seco y a las succiones de -2,0 cm. y -6,0 cm. En esta línea, los resultados del test de Tukey mostraron que únicamente cuando los suelos

eran enmendados con un mulch de paja, existían diferencias significativas con los suelos reforestados y no enmendados para la succión de -0,5 cm. Concretamente, esta succión es representativa de la macroporosidad del suelo, mientras variaciones en las succiones de -2,0 y -6,0 cm. hacen alusión a cambios en la meso y microporosidad, respectivamente. Esta significancia, además, fue medida tanto en condiciones de suelo seco como en condiciones de suelo húmedo.

Los suelos enmendados con un mulch de astillas de poda se comportaban de un modo similar a los enmendados con paja. Sin embargo, al aumentar la succión de -0,5 cm a -2,0 ó -6,0 cm, es decir, cuando solo los poros con capacidad de succión a estas tensiones podían llenarse de agua, la poda aumentaba la tasa de infiltración respecto a la paja. Por otro lado, los valores del coeficiente de variación (CV%), para la conductividad hidráulica a dichas succiones, eran ligeramente inferiores al conjunto con paja y mostraban menor dispersión en las medidas. De este modo, los suelos enmendados con astillas de pino mostraron los valores más elevados para la conductividad hidráulica de los seis conjuntos, indicando mayor capacidad de infiltración. Respecto a las variaciones introducidas con respecto a la condición control, se encontraron diferencias significativas para las succiones -0,5 cm y -2,0 cm con independencia de que el test se ensayase en condiciones de suelo seco o húmedo. Del mismo modo, también fueron encontradas diferencias para la succión -6,0 cm. en condiciones de suelo húmedo. Respecto a las diferencias entre las cinco enmiendas (Anexo IV), los suelos enmendados con astillas de poda fueron los más significativamente diferentes del resto.

En los suelos enmendados con lodos, al aumentar la succión a -2,0 cm, los valores de conductividad hidráulica decrecían respecto a la succión inferior. Así a tensiones -2,0 cm y -6,0 cm, la infiltración era mucho más lenta que en los suelos enmendados con paja y poda, mientras que cuando la tensión fue -0,5 cm la curva para la infiltración acumulada reflejó, más o menos, una pendiente similar. De este modo, los resultados del test de Tukey solo mostraban diferencias significativas con el control, para la tensión relativa a los macroporos (-0,5 cm), en las fechas agosto-2012 y mayo-2013.

Con independencia de la succión utilizada, la curva de infiltración acumulada para los suelos enmendados con polímeros, se caracterizó siempre por una pendiente mayor que los suelos reforestados y no emendados. Esto es indicativo de un ligero incremento en la capacidad de infiltración, que es independiente de la succión utilizada. Cabe decir, además, que estas diferencias se hicieron más manifiestas en condiciones de suelo seco. Sin embargo, los resultados del Tukey no mostraron significancia en la conductividad hidráulica, respecto a la condición control, para ningunas de las tensiones aplicadas.

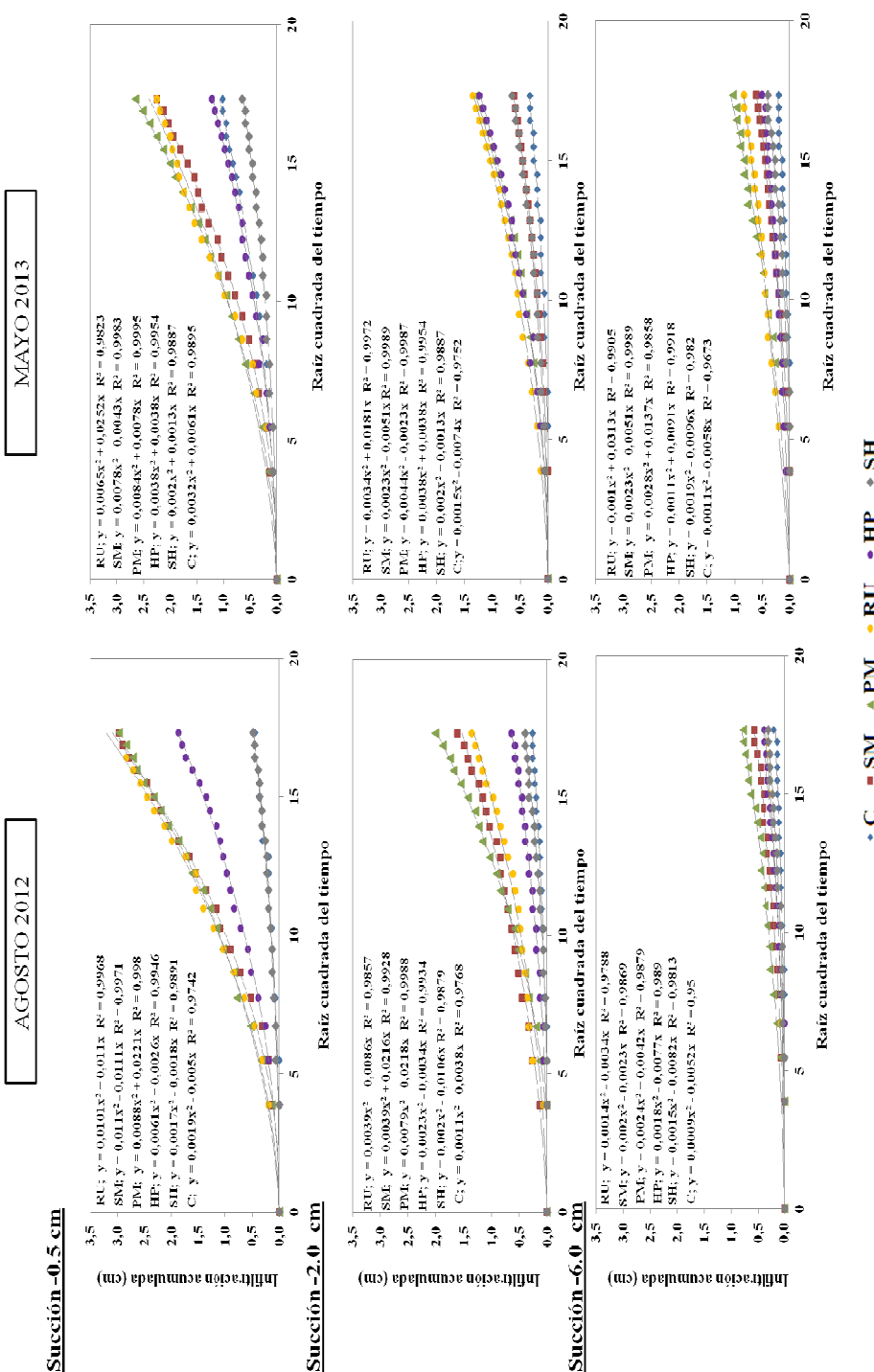


Figura. 4.12. Curvas de infiltración acumulada en base al tiempo. Donde, C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia

Finalmente, la conductividad hidráulica en los suelos enmendados con estiércol fue semejante a la medida en el control. Además, fue independiente de la succión utilizada y el periodo de muestreo. Así, los valores de conductividad hidráulica para las succiones -2,0 cm y -6,0 cm, fueron iguales o ligeramente inferiores al control. Sin embargo, cuando la tensión aplicada fue de -0,5 cm, la conductividad hidráulica era ligeramente inferior con independencia de que el test fuese realizado en condiciones de suelo seco o húmedo, $0,49 \pm 18,63 \text{ cm h}^{-1}$ y $0,62 \pm 43,43 \text{ cm h}^{-1}$, respectivamente. De este modo, no se encontraron diferencias significativas respecto al control en ninguna de las fechas. Esto indica que tras la adición de la enmienda, la capacidad de infiltración del suelo disminuía ligeramente o se mantenía más o menos constante, fuese cual fuese el potencial de succión.

3. SEGUIMIENTO ESPACIO-TEMPORAL DE LA CUBIERTA VEGETAL

Como ya comentamos en el apartado de métodos, las doce parcelas experimentales objeto de este estudio fueron reforestadas siguiendo el mismo número y patrón espacial de matorral Mediterráneo. Así, el estado de la vegetación para cada manejo, podría constituir un indicador del efecto positivo o negativo que el tratamiento está ejerciendo en el proceso de restauración del suelo y de la cubierta vegetal. Concretamente, en este bloque, se analizará la evolución fenológica de la vegetación y los cambios espaciales y temporales de la cubierta vegetal reforestada.

3.1. Tasa de supervivencia de la vegetación reforestada

En los diferentes epígrafes que comprenden este apartado, trataremos de determinar que porcentaje de éxito se asocia a cada especie repoblada e identificaremos, aquellas diferencias en el desarrollo debidas al manejo.

La estrategia de muestreo para el conteo de la vegetación reforestada se realizó atendiendo al esquema siguiente: (i) mayo-2012; (ii) septiembre-2012; (iii) mayo-2013; y (iv) septiembre-2013. Coincidiendo siempre con el fin/comienzo de la estación seca y húmeda mediterránea. De este modo, las diferencias significativas para cada tratamiento respecto al control, al final del periodo de estudio, han sido medidas usando el test estadístico del análisis de la varianza o ANOVA. Previamente, se había comprobado la asunción de homoscedaticidad con el test de Levene. Para los casos que esta asunción no se cumplió, el test de la U de Mann-Whitney fue aplicado en sustitución de la ANOVA. Esto nos ha permitido identificar aquellas diferencias en el crecimiento de las especies que fueron debidas a la adición de las enmiendas.

3.1.1. *Chamaerops humilis* L.

Los resultados para los porcentajes de supervivencia relativos a la especie *Chamaerops humilis* L. mostraron como seis meses después de la reforestación, mayo-2012, la tasa de supervivencia encontrada fue superior al 90,0% en todos los conjuntos. Así, en los tratamientos control, mulch de poda, lodos, estiércol y polímeros, no se habían producido marras en ninguna de las dos parcelas réplicas (Tabla 4.16).

Sin embargo, los datos del conteo de especies para el muestreo de septiembre del año 2012, apuntaban a un descenso generalizado en la supervivencia de los individuos. Este aumento de la mortandad de individuos fue independiente al manejo. Concretamente, en los conjuntos control, mulch de paja y poda y estiércol, no se encontró ningún superviviente para la especie *Chamaerops humilis* L. al final del estudio.

Tabla 4.16. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie *Chamaerops humilis* L. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	Supervivencia (%)			
	May-12	Sep-12	May-13	Sep-13
C				
R1	100,00	0,00	0,00	0,00
R2	100,00	0,00	0,00	0,00
Media	100,00	0,00	0,00	0,00
SM				
R1	100,00	0,00	0,00	0,00
R2	83,33	0,00	0,00	0,00
Media	91,67	0,00	0,00	0,00
PM				
R1	100,00	0,00	0,00	0,00
R2	100,00	0,00	0,00	0,00
Media	100,00	0,00	0,00	0,00
RU				
R1	100,00	16,66	16,66	16,66
R2	100,00	0,00	0,00	0,00
Media	100,00	8,33	8,33	8,33
SH				
R1	100,00	0,00	0,00	0,00
R2	100,00	0,00	0,00	0,00
Media	100,00	0,00	0,00	0,00
HP				
R1	100,00	33,33	0,00	0,00
R2	100,00	16,66	16,66	0,00
Media	100,00	25,00	0,00	0,00

Respecto a las parcelas enmendadas con polímeros, durante los primeros 18 meses iniciales, estas presentaron una tasa de supervivencia ligeramente superior a la de los cuatro conjuntos anteriores. Aunque cabe que decir, que las tasas fueron decrecientes en el tiempo. De este modo, 24 meses después de la reforestación, tampoco se observaban supervivientes de la especie *Chamaerops humilis* L. en los suelos tratados con polímeros. Una tendencia similar a la descrita anteriormente, fue observada en las parcelas tratadas con lodos. Sin embargo, en este caso, el porcentaje de supervivencia 24 meses después de la reforestación fue superior y alcanzó un valor del 8,3%.

3.1.2. *Lavandula stoechas* Lam.

En la tabla 4.7 se muestran los porcentajes de supervivencia para la especie *Lavandula stoechas* Lam., coincidiendo con el final de la estación seca y húmeda mediterránea.

Tabla 4.17. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie *Lavandula stoechas* Lam. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	Supervivencia (%)			
	May-12	Sep-12	May-13	Sep-13
C				
R1	100,00	100,00	50,00	50,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	75,00	75,00
SM				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00
PM				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	50,00
Media	100,00	100,00	100,00	75,00
RU				
R1	100,00	50,00	50,00	50,00
R2	100,00	50,00	0,00	0,00
Media	100,00	50,00	25,00	25,00
SH				
R1	100,00	100,00	50,00	50,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	75,00	75,00
HP				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00

Los resultados del conteo de individuos para la especie *Lavandula stoechas* Lam. mostraron doce meses después de que los individuos fuesen reforestados, es decir, para los muestreos mayo y septiembre del año 2012, como el porcentaje de éxito de supervivencia medido para esta especie, alcanzó el 100,0% en los conjuntos control, paja, poda, estiércol y polímeros. Sin embargo, este porcentaje resultó inferior en las parcelas enmendadas con lodos, donde se había alcanzado una tasa de supervivencia igual al 50,0%.

Cuando se analizan los datos tomados dentro del segundo año después de la ejecución del plan de repoblación, la tasa de éxito en los conjuntos polímeros y paja se mantuvo en el 100,0%. En esta línea, aunque con valores ligeramente inferiores, se encontraban los tratamientos estiércol y poda, así como, los suelos no enmendados. Sin embargo, fue en el conjunto de lodos en donde la aparición de marras fue mayor, encontrándose tasas de supervivencia del 25,0% para los conteos de mayo y septiembre del año 2013.

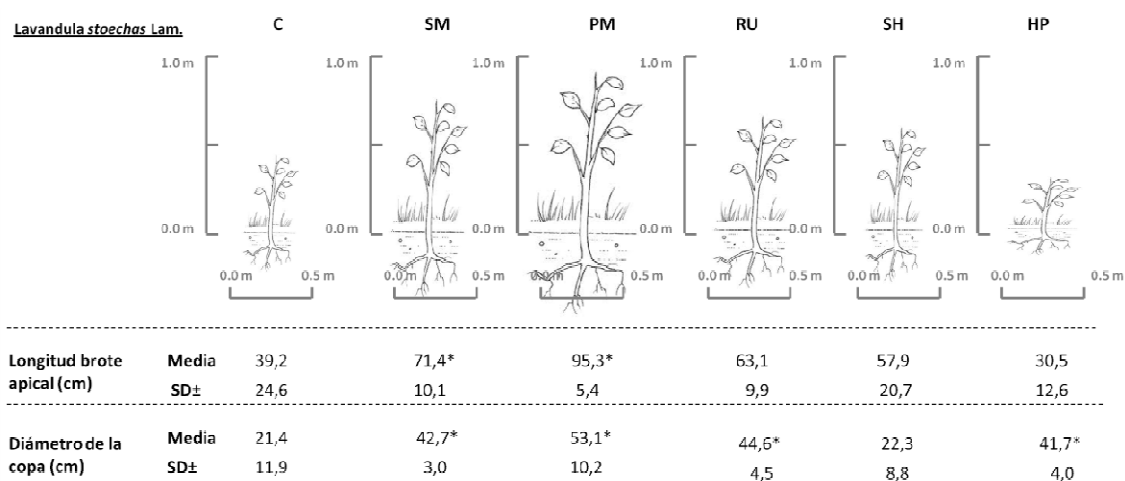


Figura. 4.13. Crecimiento medio (cm) de la especie *Lavandula stoechas* Lam., 24 meses después de la reforestación. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

Según lo expuesto, no se evidenciaban diferencias importantes en las tasas de supervivencia para los conjuntos control, paja, poda y polímeros al final del estudio. Sin embargo, cuando atendíamos al porte de la especie en relación al manejo del suelo, las diferencias entre los tratamientos si se hacían manifiestas (Fig. 4.13). Así, los individuos reforestados en las parcelas enmendadas con mulch (paja y poda) mostraban crecimientos longitudinales superiores al resto. En esta misma línea, según los resultados del análisis de la varianza o ANOVA, solo se encontraron diferencias significativas en la longitud del brote apical para los conjuntos paja y poda, cuando fueron comparados con individuos muestreados en los suelos no enmendados.

Respecto al tamaño medio de la copa, los mayores diámetros estaban asociados a los tratamientos poda (53,1 cm \pm 10,2 cm). Valores muy similares se midieron para los individuos reforestados en los conjuntos paja, lodos y polímeros, donde el diámetro medio de la copa registrado fue de 42,7 cm \pm 3,0 cm; 44,6 cm \pm 4,5 cm; 41,7 cm \pm 4,0 cm, respectivamente. Así, tras el análisis de la varianza (ANOVA), únicamente no fueron encontradas diferencias significativas con el control en los suelos enmendados con estiércol. Esto parece indicar un efecto positivo en los suelos enmendados con paja, poda, lodos y estiércol, redundando en el crecimiento del plantón y los individuos, que presentaron mayor desarrollo de la copa.

3.1.3. *Lavandula multifida* Lam.

La tabla 4.18 muestra los porcentajes de supervivencia para la especie *Lavandula multifida* Lam. En términos generales, el porcentaje de supervivencia de esta especie fue muy elevado e independiente del manejo. Así, los conjuntos control, paja, poda, estiércol y polímeros mostraron tasas de supervivencia del 100,0% para los cuatro muestreos. Una tendencia inversa se observó en los suelos emendados con lodos, para los que un año después de la reforestación, septiembre-12, no había sobrevivido ningún individuo reforestado.

En este línea, no se evidencian, por tanto, diferencias en las tasas de supervivencia de la especie *Lavandula multifida* Lam. para los conjuntos paja, poda, polímeros y estiércol con respecto al control. Sin embargo, si atendemos al desarrollo de la especie, la tendencia observada fue diferente (Fig. 4.14).

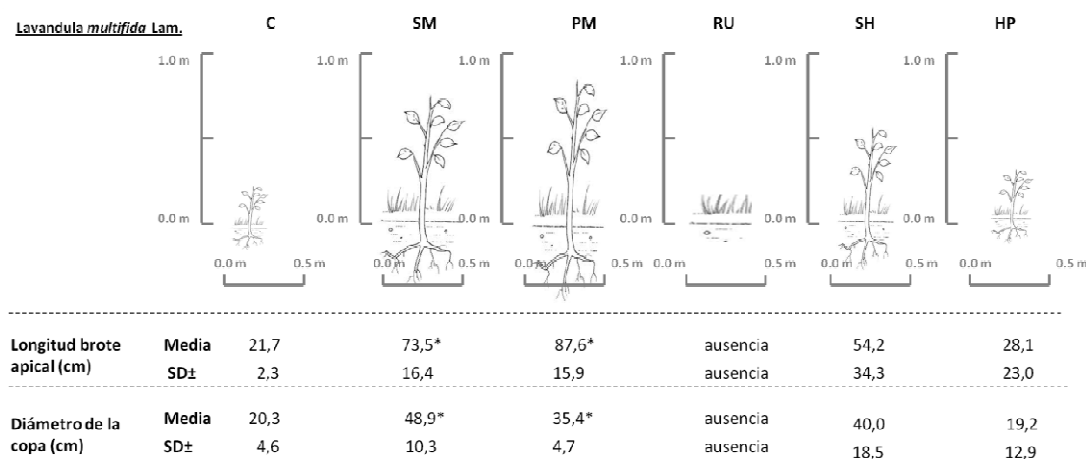


Figura. 4.14. Crecimiento medio (cm) de la especie *Lavandula multifida* Lam., 24 meses después de la reforestación. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

Atendiendo a los resultados para el análisis de la varianza o ANOVA, fueron los plantones reforestados en los suelos enmendados con paja y poda, los únicos que mostraron diferencias significativas con los reforestados en los suelos no enmendados. Estas diferencias, además, han sido testadas tanto para la longitud del brote apical, como para el diámetro de la copa.

Tabla 4.18. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie *Lavandula stoechas* Lam. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	Supervivencia (%)			
	May-12	Sep-12	May-13	Sep-13
C				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00
SM				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00
PM				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00
RU				
R1	100,00	0,00	0,00	0,00
R2	100,00	0,00	0,00	0,00
Media	100,00	0,00	0,00	0,00
SH				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00
HP				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00

3.1.4. *Lavandula dentatae* Lam.

La tabla 4.19 muestra los resultados del conteo de individuos para la especie *Lavandula dentatae* Lam. Así, seis meses después de la reforestación, mayo del año 2012, la tasa de supervivencia para esta especie fue del 100,0% en todos los conjuntos,

excepto en los suelos enmendados con lodos de depuradora, donde no había agarrado ningún plantón.

Los resultados del conteo de especies para el muestreo de septiembre del año 2012, apuntaban a un descenso generalizado, 50,0%, en la supervivencia de los individuos reforestados para el conjunto control. Este descenso, además, fue decreciente en el tiempo. Una tendencia similar se observó en los suelos enmendados con estiércol. En este conjunto, la tasa de supervivencia para la especie también fue del 50,0% para el muestreo de septiembre-13.

Tabla 4.19. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie *Lavandula dentatae* Lam. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	Supervivencia (%)			
	May-12	Sep-12	May-13	Sep-13
C				
R1	100,00	33,33	33,33	0,00
R2	100,00	66,66	66,66	66,66
Media	100,00	50,00	50,00	33,33
SM				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00
PM				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00
RU				
R1	0,00	0,00	0,00	0,00
R2	0,00	0,00	0,00	0,00
Media	0,00	0,00	0,00	0,00
SH				
R1	100,00	66,66	66,66	66,66
R2	100,00	33,33	33,33	33,33
Media	100,00	50,00	50,00	50,00
HP				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00

Los resultados de supervivencia para los conjuntos paja, poda y polímeros, mostraron una supervivencia del 100,0% para todo el periodo de estudio, es decir, sobrevivieron los doce individuos plantados.

Atendiendo al porte de la especie en relación al manejo (Fig. 4.15), los individuos reforestados en las parcelas enmendadas con mulch (paja y poda) mostraban crecimientos longitudinales superiores al resto de conjuntos. En esta misma línea, los resultados del análisis de la varianza o ANOVA, únicamente encontraron diferencias significativas en la longitud del brote apical y para los conjuntos paja y poda, cuando los datos fueron comparados con el control.

Respecto al tamaño medio de la copa, los mayores diámetros estaban asociados a los tratamientos paja y poda ($49,5\text{cm} \pm 9,0\text{ cm}$ y $54,6\text{ cm} \pm 12,1\text{ cm}$, respectivamente). Sin embargo, el resultado de análisis de la varianza (ANOVA), no mostró diferencias significativas entre los plantones en suelos enmendados y el control.

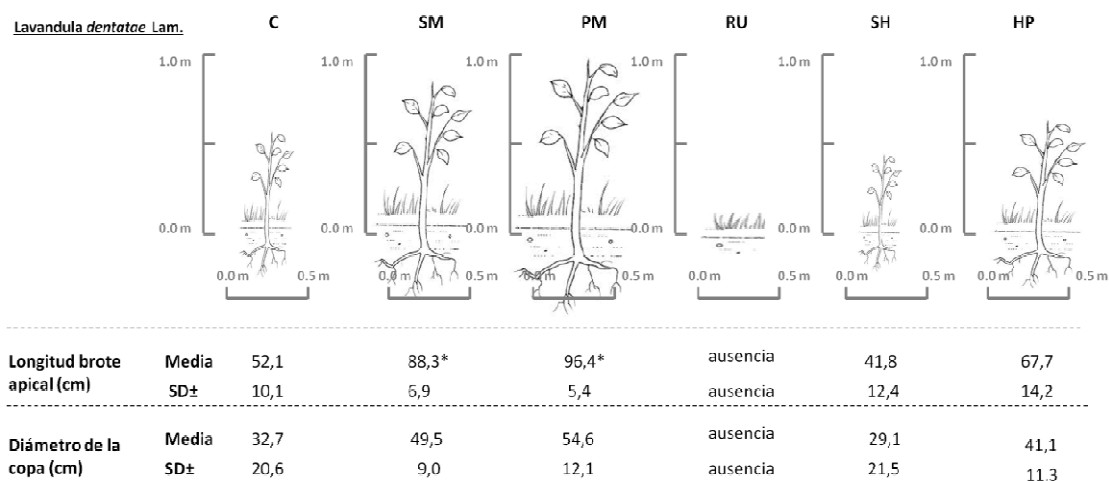


Figura. 4.15. Crecimiento medio (cm) de la especie *Lavandula dentatae* Lam., 24 meses después de la reforestación. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

3.1.5. *Rhamnus alaternus* L.

Los resultados para los porcentajes de supervivencia, relativos a la especie *Rhamnus alaternus* L., mostraban como seis meses después de la reforestación, mayo del año 2012, el porcentaje de marras para los conjuntos paja, lodos, y estiércol, había alcanzado el 100,0%. Es decir, no había sobrevivido ninguno de los 42 individuos reforestados en los tres tratamientos. La misma tasa de supervivencia se observó en los suelos no enmendados o control.

Respecto a los suelos a los que se adicionó polímeros hidroabsorbentes, el porcentaje de marras fue ligeramente inferior al encontrado en los tratamientos paja, lodos, estiércol y control. Así, seis meses después de la ejecución de la propuesta forestal, se había alcanzado una tasa de supervivencia para la especie *Rhamnus alaternus* L. del 33,3 %, que además, mostró ser constante a lo largo de todo el periodo de estudio (mayo-12; septiembre-12; mayo-13; septiembre-13).

Finalmente, los suelos enmendados con un mulch de poda presentaban una tendencia similar a los suelos enmendados con polímeros. Sin embargo, el porcentaje de supervivencia al final del periodo de estudio para este tratamiento fue mayor (66,7%).

Tabla 4.20. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie *Rhamnus alaternus* L. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: elaboración propia.

Tratamiento	Supervivencia (%)			
	May-12	Sep-12	May-13	Sep-13
C				
R1	0,00	0,00	0,00	0,00
R2	0,00	0,00	0,00	0,00
Media	0,00	0,00	0,00	0,00
SM				
R1	0,00	0,00	0,00	0,00
R2	0,00	0,00	0,00	0,00
Media	0,00	0,00	0,00	0,00
PM				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	33,33	33,33	33,33	33,33
Media	66,67	66,67	66,67	66,67
RU				
R1	0,00	0,00	0,00	0,00
R2	0,00	0,00	0,00	0,00
Media	0,00	0,00	0,00	0,00
SH				
R1	0,00	0,00	0,00	0,00
R2	0,00	0,00	0,00	0,00
Media	0,00	0,00	0,00	0,00
HP				
R1	33,33	33,33	33,33	33,33
R2	33,33	33,33	33,33	33,33
Media	33,33	33,33	33,33	33,33

3.1.6. *Rhamnus oleoides* L.

Al igual que en los apartados anteriores, en la tabla 4.21 se muestran los resultados del conteo de individuos para la especie *Rhamnus oleoides* L. Concretamente, se observan tres tendencias diferentes que variaban en función del manejo aplicado al suelo.

Tabla 4.21. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie *Rhamnus oleoides* L. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	Supervivencia (%)			
	May-12	Sep-12	May-13	Sep-13
C				
R1	0,00	0,00	0,00	0,00
R2	0,00	0,00	0,00	0,00
Media	0,00	0,00	0,00	0,00
SM				
R1	33,33	0,00	0,00	0,00
R2	66,66	33,33	33,33	0,00
Media	50,00	16,67	16,67	0,00
PM				
R1	66,66	0,00	0,00	0,00
R2	66,66	33,33	0,00	0,00
Media	66,66	16,67	0,00	0,00
RU				
R1	0,00	0,00	0,00	0,00
R2	0,00	0,00	0,00	0,00
Media	0,00	0,00	0,00	0,00
SH				
R1	33,33	33,33	33,33	33,33
R2	0,00	0,00	0,00	0,00
Media	16,67	16,67	16,67	16,67
HP				
R1	33,33	33,33	33,33	33,33
R2	0,00	0,00	0,00	0,00
Media	16,67	16,67	16,67	16,67

En primer lugar, en el conteo de mayo del año 2012, los conjuntos control y lodos, presentaron un porcentaje de marras del 100,0%. Es decir, no había sobrevivido ninguno de los plantones reforestados. En segundo lugar, en los suelos enmendados con polímeros y estiércol, la tasa de supervivencia fue ligeramente superior (16,7%) y además, fue constante en el tiempo. Finalmente, seis meses después de la reforestación,

en los suelos enmendados con paja y poda, la tasa de supervivencia fue significativamente mayor a la de los suelos control. Así, los porcentajes de supervivencia alcanzaron un 50,0% y 66,6%, respectivamente. Sin embargo, cuando el conteo se hizo en el segundo año después de la reforestación, esta tasa fue disminuyendo progresivamente. Así, en el muestreo de septiembre-13, el porcentaje de marras observado fue del 100,0%.

Respecto al tamaño de los individuos de *Rhamnus oleoides* L., los conjuntos estiércol y polímeros presentaban una longitud media de 12,1 cm y 15,0 cm, respectivamente. Cuando atendíamos al diámetro de la copa, este fue de 10,0 cm y 13,0 cm, respectivamente.

3.1.7. *Pistacea lentiscus* L.

Tabla 4.22. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie *Pisacea lentiscus* L. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	Supervivencia (%)			
	May-12	Sep-12	May-13	Sep-13
C				
R1	16,66	0,00	0,00	0,00
R2	50,00	0,00	0,00	0,00
Media	33,33	0,00	0,00	0,00
SM				
R1	33,33	0,00	0,00	0,00
R2	66,66	33,33	33,33	0,00
Media	50,00	16,67	16,67	0,00
PM				
R1	0,00	0,00	0,00	0,00
R2	0,00	0,00	0,00	0,00
Media	0,00	0,00	0,00	0,00
RU				
R1	0,00	0,00	0,00	0,00
R2	0,00	0,00	0,00	0,00
Media	0,00	0,00	0,00	0,00
SH				
R1	16,66	16,66	16,66	0,00
R2	16,66	0,00	0,00	0,00
Media	16,66	8,33	8,33	0,00
HP				
R1	83,33	16,66	16,66	0,00
R2	50,00	16,66	16,66	0,00
Media	66,67	16,66	16,66	0,00

Los resultados para los porcentajes de supervivencia relativos a la especie *Pistacea lentiscus* L. ponían de manifiesto como seis meses después de la reforestación, mayo del año 2012, el porcentaje de marras para los conjuntos poda y lodos, había alcanzado el 100,0%.

Respecto a los suelos a los que se adicionó paja, estiércol y polímeros, el porcentaje de marras fue ligeramente inferior. Específicamente, seis meses después de la ejecución de la propuesta forestal, mayo-12, se había alcanzado una tasa de supervivencia del 50,0%, 16,6% y 66,7%, respectivamente. Esta tasa fue decreciente a lo largo de todo el periodo de estudio. Así, 24 meses después de la reforestación, septiembre-13, la tasa de mortandad había alcanzado el 100,0%.

Finalmente, relativo a la supervivencia en los suelos no enmendados, las tasas describieron una tendencia similar a la encontrada en los suelos enmendados con paja, estiércol y polímeros. Así, en el mes de Septiembre del año 2013, el porcentaje de marras fue del 100,0%.

3.1.8. *Rosmarinus officinalis* L.

La tabla 4.23 muestra los resultados del conteo de individuos para la especie *Rosmarinus officinalis* L. Así, seis meses después de la reforestación, mayo del año 2012, la tasa de supervivencia para esta especie fue del 100,0% para todos los conjuntos. Sin embargo, los resultados del conteo de especies para el muestreo de septiembre del año 2012, apuntaban a un descenso en la supervivencia de los individuos en los suelos enmendados con lodos. De este modo, el porcentaje de marras para el conjunto fue del 100,0%.

Cuando se analizan los datos tomados dentro del segundo año después de la ejecución del plan de repoblación, la tasa de éxito en los conjuntos estiércol y control alcanzó el 75,0%. En esta línea, valores de supervivencia superiores se atribuyeron a los tratamientos paja, poda y polímeros. Así, la tasa de éxito alcanzó el 100,0%, con independencia del manejo y al final del periodo de estudio. Según lo expuesto, no se evidencian diferencias importantes en las tasas de supervivencia para los conjuntos control, paja, poda, estiércol y polímeros.

Por otro lado, cuando atendemos al porte de la especie en relación al manejo del suelo, las diferencias entre los tratamientos no se hacían manifiestas (Fig. 4.16). Eran los individuos reforestados en las parcelas enmendadas con paja y estiércol, los que mostraban crecimientos longitudinales ligeramente superiores al resto de manejos. Así, los resultados del análisis de la varianza (ANOVA), no encontraron diferencias

significativas para la longitud del brote apical en ninguno de los tratamientos, cuando fueron comparados con individuos muestreados en los suelos no enmendados.

Tabla 4.23. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie *Rosmarinus officinalis* L. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: elaboración propia.

Tratamiento	Supervivencia (%)			
	May-12	sep-12	may-13	sep-13
C				
R1	100,00	75,00	75,00	50,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	87,50	87,50	75,00
SM				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00
PM				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00
RU				
R1	100,00	0,00	0,00	0,00
R2	100,00	0,00	0,00	0,00
Media	100,00	0,00	0,00	0,00
SH				
R1	100,00	75,00	75,00	75,00
R2	100,00	75,00	75,00	75,00
Media	100,00	75,00	75,00	75,00
HP				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00

Respecto al tamaño medio de la copa, los mayores diámetros estaban asociados a los tratamientos poda. De este modo, el porte medio fue $51,5 \text{ cm} \pm 20,2 \text{ cm}$. Valores muy similares se midieron entre los individuos reforestados en los conjuntos paja, polímeros y control. Sin embargo, tras el análisis de la varianza (ANOVA), no se encontraron diferencias significativas con el control para ninguno de los tratamientos.

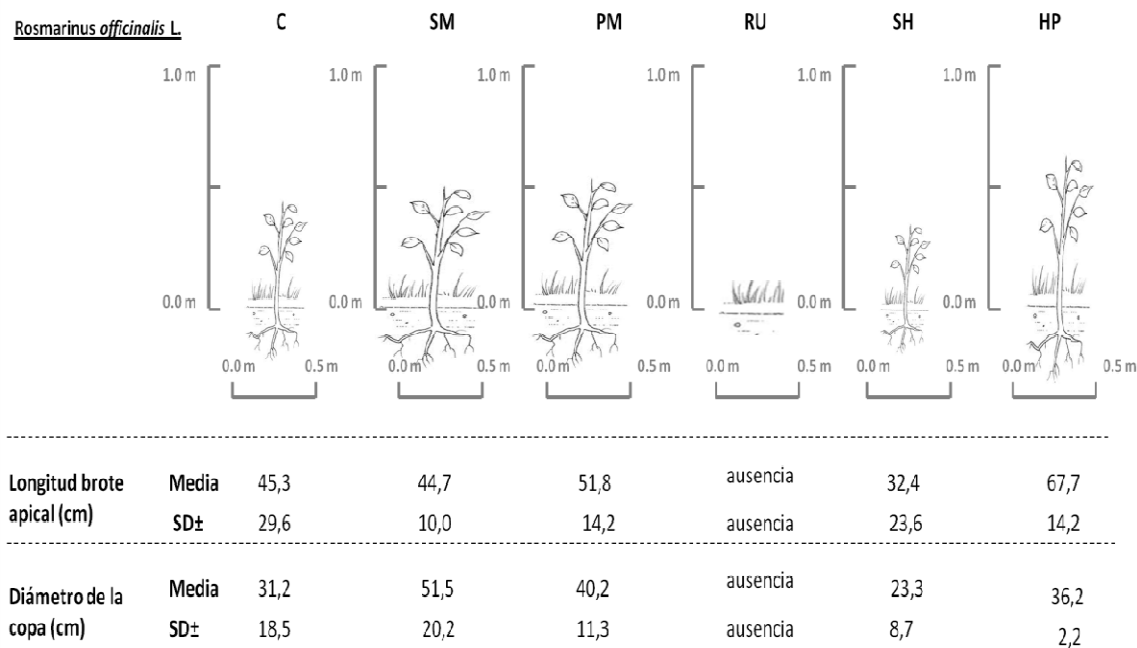


Figura. 4.16. Crecimiento medio (cm) de la especie *Rosmarinus officinalis* L., 24 meses después de la reforestación. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar. Fuente: elaboración propia.

3.1.9. *Thymus capitatus* L.

Los resultados para los porcentajes de supervivencia relativos a la especie *Thymus capitatus* L. aparecen recogidos en la tabla 4.24. Durante todo el periodo de estudio, la tasa de supervivencia para la especie fue del 100,0% en los conjuntos paja, poda y polímeros. Sin embargo, en mayo-12, los resultados mostraban un descenso en la supervivencia de los individuos para los conjuntos control, estiércol y lodos. Así, el porcentaje de marras encontrado fue del 33,5%; 50,0% y 87,5%, respectivamente. Este porcentaje, además, se mantuvo más o menos constante a lo largo de todo el periodo de estudio.

Atendiendo al porte de la especie en relación al manejo, los individuos reforestados en las parcelas enmendadas con mulching (paja y poda) mostraban crecimientos longitudinales superiores al resto de conjuntos (Fig. 4.17). En esta misma línea, los resultados del análisis de la varianza, ANOVA, únicamente mostraron diferencias significativas y, para los conjuntos paja y poda, cuando los datos fueron comparados con el control.

Tabla 4.24. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie *Thymus capitatus* L. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	Supervivencia (%)			
	May-12	Sep-12	May-13	Sep-13
C				
R1	66,66	66,66	66,66	66,66
R2	66,66	66,66	66,66	66,66
Media	66,66	66,66	66,66	66,66
SM				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00
PM				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00
RU				
R1	0,00	0,00	0,00	0,00
R2	25,00	25,00	25,00	25,00
Media	12,50	12,50	12,50	12,50
SH				
R1	100,00	66,66	66,66	66,66
R2	33,33	33,33	33,33	33,33
Media	66,67	50,00	50,00	50,00
HP				
R1	100,00	100,00	100,00	100,00
R2	100,00	100,00	100,00	100,00
Media	100,00	100,00	100,00	100,00

Respecto al tamaño medio de la copa, los mayores diámetros estaban asociados a los tratamientos paja y polímeros ($45,8 \text{ cm} \pm 7,4 \text{ cm}$ y $49,0 \text{ cm} \pm 18,4 \text{ cm}$). Valores muy similares se midieron entre los individuos reforestados en los conjuntos poda, estiércol y control. Así, tras el análisis de la varianza (ANOVA), únicamente se encontraron diferencias significativas con el control para los tratamientos paja y polímeros.

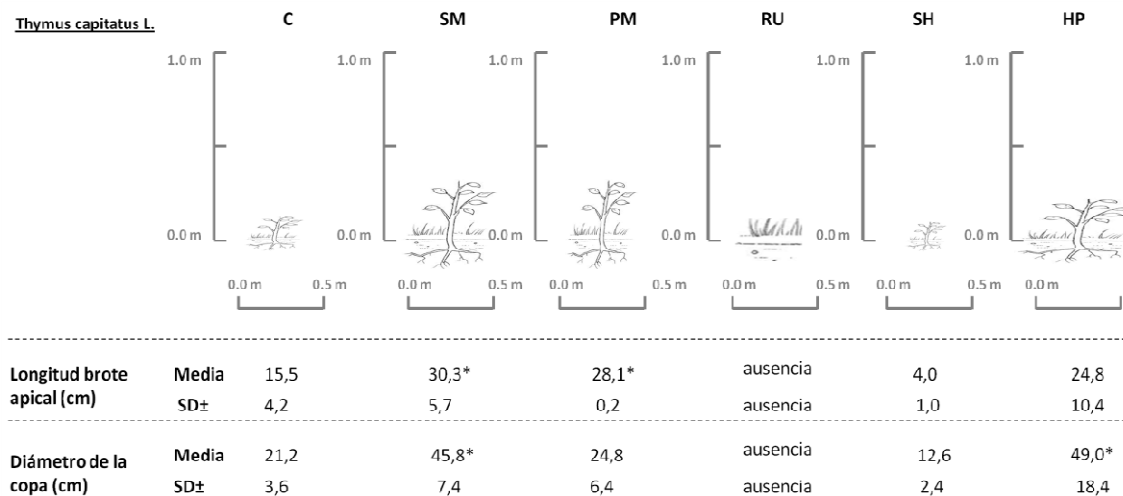


Figura. 4.17. Crecimiento medio (cm) de la especie *Thymus capitatus* L., 24 meses después de la reforestación. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

3.2. Cambios espaciales y temporales del patrón eco-geomorfológico en las parcelas

A continuación, presentamos los resultados del análisis espacio-temporal del patrón eco-geomorfológico, es decir, de la cubierta de vegetación y de las características superficiales del suelo para los seis manejos objeto de estudio. La evaluación se ha realizado atendiendo a la metodología seguida por Ruiz-Sinoga et al. (2009, 2010), que fue expuesta en el capítulo de materiales y métodos de la presente memoria.

El análisis cartográfico de la información obtenida, para vegetación y los diferentes elementos superficiales presentes en el suelo, se ha realizado de forma conjunta, porque en nuestra opinión, es un hecho fundamental la actuación al unisono de ambas variables en la respuesta hídrica y erosiva de cada parcela. De este modo, en la figura 4.18, aparecen recogidos los datos específicos de las nueve clases definidas en la sección de materiales y métodos, para cada uno de los manejos introducidos. Además, los datos porcentuales para cada una de las clases, están recogidos en el anexo V de la presente memoria.

En términos generales, se observa como las enmiendas habían introducido ligeras modificaciones en el patrón eco-geomorfológico respecto a la condición control. Específicamente, en la figura 4.18, se advierte como el porcentaje de herbáceas anuales, hojarasca y matorral fue superior al de los suelos no enmendados, que a su vez, presentaban el mayor porcentaje en superficie de suelo desnudo.

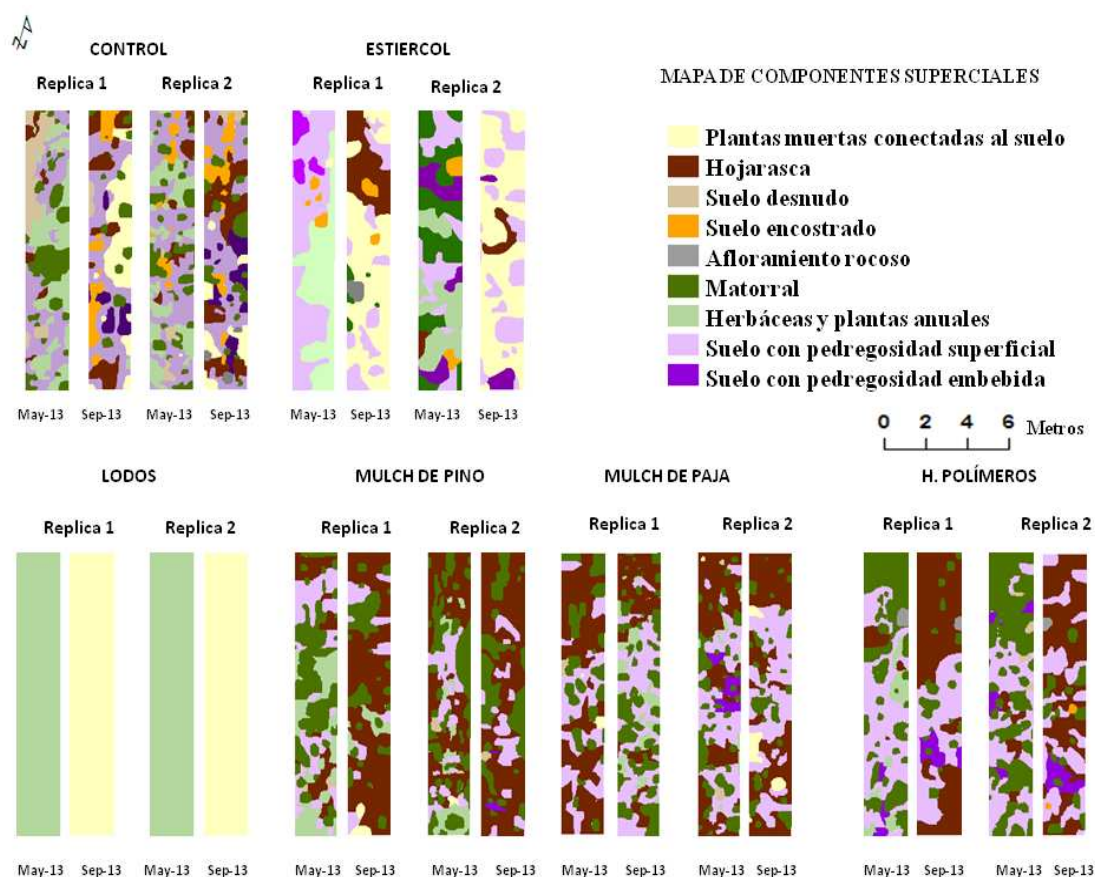


Figura. 4.18. Mapas eco-geomorfológicos de las parcelas en mayo y septiembre de 2013. Donde; C, control; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

Relativo a los suelos enmendados con lodos de depuradora, se podía observar el desarrollo masivo de una cubierta de plantas anuales por toda la superficie de la parcela (Fig. 4.19). Este desarrollo, se hizo manifiesto en ambas réplicas (Fig. 4.18). Entre las especies desarrolladas, la más abundante fue la *Carlina hispanica* L. Así, en el mes de mayo del año 2013, el 100% de la superficie aparecía cubierta por un pastizal nitrófilo. Entre las dominantes se encontraban: *Mercurialis annua* L.; *Taraxacum officinale* Fl. y *Urtica dioica* L. Del mismo modo, se observó el crecimiento de dos individuos de *Ricinus communis* L. (Fig. 4.19). Si atendemos a la figura 4.18, para el mes de septiembre del año 2013, en ella se puede observar como el 100% de superficie de ambas parcelas había quedado cubierto por un tapiz de plantas angostadas, que en la mayoría de los casos, se encontraban conectadas al suelo.

Los suelos enmendados con un mulch de paja, mostraron una menor ocupación para la vegetación muerta conectada al suelo respecto al de los suelos no enmendados. Este descenso, además, fue independiente de la posición del muestreo en el año (Fig. 4.18). Así, la superficie ocupada por la vegetación muerta conectada, fue siempre

inferior al 5,5% de la superficie total. Por el contrario, el porcentaje ocupado por matorral se incrementó, estando próximo al 20-40%, para el mes de mayo de 2013 y fue próximo al 40%-50% en septiembre de 2013. Del mismo modo, se podía observar, una mayor supervivencia de los individuos reforestados. Además, se había observado la aparición de plantas espontaneas. Entre ellas, destacan la aparición de 7 individuos de *Asphodelus albus* Mill., 6 individuos de *Hyparrhenia Hirta* L., 5 individuos de *Cystus albidus* L., y 2 individuos de *Rosmarinus Officinalis* L. (Fig. 4.20). Relativo a las plantas anuales, su porcentaje había disminuido ($12,8\% \pm 11,2\%$) en comparación con el registrado en los suelos no enmendados ($23,4\% \pm 5,1\%$). Una tendencia similar había sido registrada para el porcentaje de suelo desnudo. Así, los valores fueron $0,7\% \pm 0,1\%$ y $5,4\% \pm 6,4\%$, para los conjuntos paja y control, respectivamente. La tendencia inversa se observó para el porcentaje de hojarasca en superficie. En este caso, el porcentaje medio de superficie cubierta por hojarasca fue $38,2\% \pm 11,4\%$. Específicamente, este oscilaba en torno al 30% en el mes de mayo 2010 y en torno al 45% para el mes de septiembre 2013.



Figura. 4.19. Serie fotográfica para el conjunto de lodos. De izquierda a derecha, tapiz de *Carlina corymbosa* L. (septiembre del año 2013); individuo de *Ricinis communis* L. (mayo del año 2012); pastizal nitrofilo (mayo del año 2013). Fuente: Elaboración propia.



Figura. 4.20. Serie fotográfica para el conjunto enmendado con un mulch de paja. De izquierda a derecha, foto de parcela enmendada con paja (mayo del año 2013); individuo de *Cystus albidus* L. (febrero del año 2012); individuo de *Rosmarinus officinalis* (mayo del año 2013); individuo de *Asphodelus albus* Mill. (enero 2013); individuo de *Hyparrhenia Hirta* L. (mayo del año 2013). Fuente: Elaboración propia.

Al igual que en los suelos enmendados con un mulch de paja, en las parcelas tratadas con poda, había disminuido el porcentaje de vegetación muerta conectada al suelo. Así, con independencia de la fecha de muestreo, para ninguna de las réplicas, había superado el 2,8% de la superficie total. Del mismo modo, la adición de astillas de pino al suelo, había disminuido el porcentaje de suelo desnudo respecto a los suelos no enmendados, siendo este siempre inferior al 1,0%. Además, en este conjunto, no se evidenció la presencia de costras superficiales, que si aparecían en los suelos control con una ocupación media del $9,0\% \pm 2,1\%$. Atendiendo a las plantas anuales, la superficie ocupada por las mismas fue significativamente menor que en el control. De este modo, se observa la aparición una comunidad de 10 individuos de *Hedypnois rhagadioloides* L. Por el contrario, si se había incrementado la superficie ocupada por matorral respecto a los suelos no enmendados. Además, podía observarse una mayor supervivencia de los individuos reforestados, así como, mayor aparición de plantas espontaneas. Entre las plantas de generación espontanea destacan, 5 individuos de *Hyparrhenia Hirta* L., 3 individuos de *Rosmarinus Officinalis* L., 2 individuos de *Lobularia maritima* L., y 1 individuo de *Limonium sinatum* L. (Fig. 4.21).



Figura. 4.21. Serie fotográfica para el conjunto enmendado con un mulch de poda. De izquierda a derecha, foto de parcela enmendada con poda (mayo del año 2013); individuo de *Hedypnois rhagadioloides* L. (mayo del año 2013); individuo de *Limonium sinatum* L. (febrero del año 2013); individuo de *Lobularia maritima* L. (marzo del año 2013). Fuente: Elaboración propia.

Cuando se comparaban los tratamientos polímeros y control, el porcentaje de hojarasca en superficie había incrementado significativamente en los suelos enmendados. Este incremento fue especialmente significativo en el mes de septiembre del año 2013, con una ocupación media del $31,5\% \pm 1,6\%$. Sin embargo, el porcentaje de suelo desnudo se había reducido. Únicamente se midió, en el mes de mayo del año 2013, un porcentaje inferior al 2,0% para una de las dos réplicas. Al igual que en los suelos enmendados con paja o poda, no existían evidencias de costras superficiales. Relativo al porcentaje de vegetación anual, este se caracterizó por ser inferior al encontrado en las parcelas control. La mayor diferencia, sin embargo, se encontraba en el porcentaje de superficie cubierta por matorral, especialmente al final de la estación húmeda. Así, para los meses de mayo y septiembre del año 2013, el promedio

encontrado fue de $49,6\% \pm 10,3\%$ y $10,7\% \pm 0,9\%$, respectivamente. Entre las especies de generación espontánea, se encontraron 5 individuos de *Rosmarinus officinalis* L., 4 individuos de *Cystus albidus* L., 6 individuos de *Ruta chalepensis* L., 2 individuos de *Mercurialis tomentosa* L., 1 individuo de *Limonium sinatum* L. y 14 individuos de *Asphodelus albus* Mill. (Fig. 4.22).



Figura. 4.22. Serie fotográfica para el conjunto enmendado con polímeros hidroabsorbente. De izquierda a derecha, foto de parcela enmendada con polímero (mayo del año 2013); individuo de *Mercurialis tomentosa* L. (enero del año 2013); individuo de *Ruta chalepensis* L. (enero del año 2013); individuos de *Asphodelus albus* Mill. (junio del año 2013). Fuente: Elaboración propia.



Figura. 4.23. Serie fotográfica para el conjunto enmendado con estiércol. De izquierda a derecha, foto de parcela enmendada con estiércol (mayo del año 2013); individuo de *Asparagus aphyllus* L. (diciembre del año 2012); individuos de *Rosmarinus officinalis* L. (enero del año 2013), costra física (mayo del año 2013). Fuente: Elaboración propia.

Finalmente, el análisis de parcelas enmendadas con estiércol de origen vacuno en relación al control, puso de manifiesto algunas semejanzas en la distribución de los componentes superficiales. Así, en ambos manejos se evidenció la presencia de costras superficiales, aunque cabe decir, que este porcentaje fue ligeramente inferior en los suelos tratados con estiércol ($4,9\% \pm 3,1\%$). Además, en ambos, aparecía un porcentaje

de pedregosidad superficial similar. Así, los porcentajes medios en relación a la superficie fueron $36,1\% \pm 7,4\%$ y $37,9\% \pm 20,6\%$ para los tratamientos control y estiércol, respectivamente. En los suelos enmendados con estiércol, la presencia de hojarasca únicamente se hacía manifiesta al final de la estación seca, con un porcentaje similar al de los suelos no tratados. Relativo a la superficie que quedó cubierta por matorral cabe decir que fue ínfima. Además, cuando aparecía, fue muy aclarado y con un porte bajo. Este matorral únicamente estuvo presente final de la estación húmeda mediterránea, desapareciendo completamente al final de la estación seca para ambas réplicas. Entre las especies de generación espontánea, se encontraron 6 individuos de *Rosmarinus officinalis* L., y 2 individuos de *Asparagus aphyllus* L. (Fig. 4.23)

4. HIDRODINÁMICA DEL SUELO

La dinámica de la tasa de escorrentía y, por tanto, la pérdida de suelo y transporte de sedimentos está directamente relacionada con la entrada de agua en el perfil de suelo, es decir, con su capacidad de infiltración y de retención hídrica. De esta forma, en este apartado, en primer lugar se expondrán los datos generales de humedad a distintas profundidades, así como, los estadísticos que derivan del mismo. En segundo lugar, se analizará como se produce la entrada y distribución de agua en el perfil según el manejo aplicado al suelo, a objeto de ver si se introducen diferencias entre los mismos. En tercer lugar, para cada conjunto, se relacionará la variabilidad existente para el contenido de humedad superficial del suelo, en cada tratamiento, atendiendo a su posición en el año hidrológico.

4.1. Datos generales de humedad

El análisis de contenido de humedad del suelo está comprendido entre las fechas 22/nov/2011 y 31/ene/2014. Al igual que para las variables climáticas, el inicio de la serie, coincide con el momento en que todas las parcelas se habían enmendado y reforestado, encontrándose por tanto, bajo la misma condición de partida. Durante este periodo la humedad se midió en continuo a tres profundidades diferentes del perfil (5 cm., 10 cm. y 25 cm.), con mediciones medias cada 15 minutos. En la tabla 4.25, se presentan los valores medios y máximos de humedad encontrados, así como las medidas de dispersión que derivan del tratamiento estadístico de los mismos, para cada tratamiento y a las tres profundidades analizadas.

Los valores medios de humedad en el conjunto control, han sido siempre superiores a la profundidad de 5 cm. que a 10 ó 25 cm. Aunque, cabe decir, que el coeficiente de variación asociado a cada profundidad mostró ser siempre muy elevado, superando el 80% en todos los casos. Esto revela la elevada variabilidad presente en la

serie de datos utilizada con independencia de la profundidad de medida. Específicamente, el valor para el coeficiente de variación (CV%) encontrado a 25 cm. fue superior al encontrado a las profundidades 10 cm. y 5 cm., con valores de 167%, 125% y 86%, respectivamente. Lo que se traduce en un incremento en heterogeneidad en las medidas conforme aumentaba la profundidad. Respecto al máximo de humedad registrado en el conjunto control, se asoció a la parte más superficial del perfil del suelo (26%), y presentó valores máximos muy similares a las profundidades de 10 cm. y 25 cm., 20% y 18%, respectivamente.

Tabla 4.25. Contenido volumétrico medio de agua en el suelo ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) para el periodo de estudio del 22/nov/2011 al 31/ene/2014. Donde: media, valores medios para la serie analizada; SD \pm , desviación estándar; CV(%), coeficiente de variación; max, valor máximo registrado para la serie analizada; N, numero de parcelas; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	N	Humedad 5 cm ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)				Humedad 10 cm ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)				Humedad 25 cm ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)			
		media	SD \pm	CV(%)	max	media	SD \pm	CV(%)	max	media	SD \pm	CV(%)	max
C	2	0,07	0,06	85,71	0,26	0,04	0,05	125,00	0,20	0,03	0,05	166,67	0,18
SM	2	0,08	0,07	87,50	0,23	0,07	0,05	71,43	0,22	0,06	0,04	66,67	0,21
PM	2	0,07	0,06	85,71	0,22	0,06	0,05	83,33	0,21	0,08	0,04	50,00	0,20
HP	2	0,10	0,07	70,00	0,31	0,05	0,06	120,00	0,21	0,04	0,05	125,00	0,17
RU	2	0,09	0,06	66,67	0,25	0,04	0,05	125,00	0,22	0,07	0,05	71,43	0,26
SH	2	0,08	0,07	87,50	0,23	0,05	0,04	80,00	0,20	0,03	0,06	200,00	0,18

Respecto a los suelos enmendados con un mulch de paja, los valores de humedad medios y máximos se mantuvieron más o menos constantes a lo largo de todo el perfil del suelo. Así, las medias de humedad medidas fueron $8 \pm 7\%$; $7 \pm 5\%$; $6 \pm 4\%$ a las profundidades de 5 cm., 10 cm. y 25 cm., respectivamente. Los coeficientes de variación, aunque revelan cierta variabilidad en la serie de datos, fueron significativamente inferiores a los registrados en el control, especialmente a las profundidades mayores, 10 cm. y 25 cm. Relativo a los máximos, estos mostraron ser similares con independencia de la profundidad donde se tomaron las medidas.

Atendiendo al conjunto enmendado con astillas de poda de Allepo pine (*Pinus halepensis* MILL.), el comportamiento que presentan los valores promedios fue muy similar al descrito para los suelos enmendados con un mulch de paja. Sin embargo, el coeficiente de variación fue algo menor en los suelos enmendados con poda, especialmente en las profundidades mayores. El máximo de humedad en este tratamiento, alcanzó un valor de 22% y lo hizo en superficie (5 cm.), aunque cabe decir,

que tampoco se observan grandes diferencias con los valores máximos registrados a las profundidades mayores (21% y 20% a 10 cm. y 25 cm., respectivamente).

Los suelos enmendados con polímeros presentan un comportamiento diferente a los enmendados con mulch. En este tratamiento, se observa un decrecimiento en el promedio de humedad a medida que avanzamos en el perfil del suelo. La misma tendencia se atribuye a los valores máximos. Si comparamos los datos obtenidos con el conjunto control, los valores promedios de humedad en superficie, 5 cm., fueron significativamente superiores. Es de resaltar que también fueron superiores al resto de tratamientos. Sin embargo, si atendemos al coeficiente de variación, este mostró ser mayor, especialmente a las profundidades mayores, lo que está evidenciando un enmascaramiento de los datos promedios.

Respecto a los valores encontrados en los suelos tratados con lodos de depuradora, el valor mínimo medio se atribuyó a la profundidad de 10 cm. Lo mismo se observa para el mínimo máximo, que alcanza un valor del 21% a 10 cm. de profundidad. Comparando este tratamiento con los suelos enmendados con paja y poda, el contenido de humedad en superficie aparentemente mostro ser algo mayor. Además, el coeficiente de variación a la profundidad de 5 cm. fue significativamente inferior al de los dos tratamientos anteriores, lo que indica para los suelos tratados con lodos, cierta homogeneidad en los datos respecto la serie analizada. Sin embargo, a medida que avanzamos en el perfil, el coeficiente de variación incrementó significativamente, alcanzándose valores muy superiores a los medidos en los tratamientos mulch de paja y mulch de poda.

En los suelos enmendados con estiércol de origen vacuno, tanto el valor medio como el coeficiente de variación a 5 cm., presentaron valores próximos a los encontrados en los suelos no enmendados. Por el contrario, el máximo para esta profundidad fue ligeramente inferior. A medida que avanzamos en el perfil, se observaba una disminución en los valores promedios que además, se mantenían más o menos estables entre las profundidades de 10 y 25 cm. Sin embargo, el coeficiente de variación mostró mayor variabilidad para la serie a 25 cm. que para 10 cm. Respecto al máximo medido, fue a la profundidad de 5 cm y alcanzó un valor de 23%.

4.2. Disponibilidad de agua en el perfil

Como ya se ha comentado, el contenido de humedad del suelo actúa como un indicador de la capacidad de infiltración del mismo (Bronstert, 1994; Bronstert et al., 1998; Seeger et al., 2004). Así, en función de cómo sea la distribución del agua en el perfil, podremos deducir la capacidad de almacenamiento del sistema (Seeger et al., 2004). En este apartado, analizaremos aquellas diferencias existentes en el contenido

volumétrico de agua medido directamente en el suelo, a diferentes profundidades, y durante eventos de precipitación distintos. La idea pasa por encontrar aquellas diferencias introducidas en el frente de humectación, relativas a la aplicación de las enmiendas y que por lo tanto, condicionaran la respuesta hidrodinámica del sistema.

Para alcanzar este objetivo, como ya mencionamos en el apartado de materiales y métodos, en cada parcela se habían instalado tres sondas de humedad a las profundidades 5, 10 y 25 cm. Como nos encontrábamos ante suelos de escasa potencia, con profundidades medias entorno a 35 cm., consideramos que esta distribución de las sondas nos permitiría caracterizar, de una manera fidedigna, como se producían los procesos de humectación a lo largo de todo el perfil del suelo.

Para el análisis de los resultados, hemos agrupado los eventos de precipitación que habían generado escorrentía superficial en tres clases. Las clases se han definido en función de los percentiles P_{75} , P_{50} y P_{25} , y estos, se han definido atendiendo al volumen de precipitación acaecida (mm). Así, (i) P_{75} define aquellos eventos de precipitación cuyo volumen fue $\geq 61,4$ mm; (ii) P_{50} envuelve aquellos eventos de precipitación con una cantidad $< 61,4$ mm y $\geq 27,9$ mm; (iii) P_{25} define aquellos eventos de precipitación con cantidades $< 27,9$ mm. Del mismo modo para cada clase, se han seleccionado de forma aleatoria dos eventos de escorrentía y se ha controlado la humedad del suelo a tres profundidades diferentes del perfil (5, 10 y 25 cm.).

De este modo, los valores medios de humedad en el perfil para las 12 parcelas, están representados en la figura 4.24. El porcentaje de humedad en cada profundidad, se ha calculado usando la media de los valores del contenido volumétrico en agua, registrados cada 15 minutos, en el intervalo comprendido entre la primera y la última gota registrada durante el evento lluvioso. Los datos específicos, para cada parcela y evento, están recogidos en el anexo VI.

4.2.1. Variabilidad de la humedad del suelo durante eventos de precipitación de magnitud extrema

Los eventos de precipitación de gran volumen se corresponden con las fechas 7/nov/2012 (volumen de precipitación: 75,8 mm; duración del evento: 44,25 horas; I_{15} : 8,8 mm h⁻¹) y 18/nov/2012 (volumen de precipitación: 105,8 mm; duración del evento: 14,7 horas; I_{15} : 52,8 mm h⁻¹).

En ambos eventos, para los conjuntos control, polímeros y estiércol, los mayores valores de humedad se encontraron próximos a la superficie (a 5 cm. de profundidad) (Fig. 4.24.a-R1/R2 y Fig. 4.24.b-R1/R2). Cuando se analizaban los valores a 10 cm. de profundidad, la humedad decrecía o se mantenía más o menos constante en los seis

tratamientos. Sin embargo, a la profundidad entre 10 cm. y 25 cm. la tendencia registrada entre los conjuntos control, polímeros y estiércol fue diferente a la registrada en los suelos enmendados con paja, poda y lodos. En las parcelas control, polímeros y estiércol, la humedad continuaba decreciendo mientras que en los conjuntos paja, poda y lodos, la humedad se mantenía más o menos constante o incrementaba. Este aumento en profundidad, fue especialmente significativo en aquellas parcelas enmendadas con lodos de depuradora.

Tabla 4.26. Valores medios de humedad medidos a distintas profundidades del perfil para los eventos de gran volumen. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar; PP, volumen de precipitación (mm). Fuente: Elaboración propia.

		Humedad (%)											
		C		SM		PM		HP		RU		SH	
		Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±
PP	(mm)	75,8											
Perfil	(cm)												
	5	22,2	1,3	20,2	1,4	17,8	0,7	25,5	0,8	21,5	1,0	19,2	0,7
	10	17,3	1,3	18,8	0,4	16,9	0,4	17,8	0,8	18,0	0,5	17,6	0,4
	25	13,3	1,3	19,2	0,1	16,6	0,6	14,4	0,7	23,2	0,6	14,1	0,6
PP	(mm)	105,8											
Perfil	(cm)												
	5	25,8	0,5	20,5	1,1	20,0	1,2	28,7	0,3	24,3	2,3	22,0	4,5
	10	19,7	0,6	19,6	0,5	19,2	0,7	20,2	2,8	21,0	2,0	19,5	2,5
	25	17,8	0,6	19,7	0,1	19,4	1,2	16,6	1,0	25,2	1,8	17,0	2,3

4.2.2. Variabilidad de la humedad del suelo durante eventos de precipitación de magnitud media

Los eventos de volumen medio, se correspondían con las fechas 29/ago/2013 (volumen de precipitación: 45,5 mm; duración del evento: 3,5 horas; I_{15} : 63,2 mm h⁻¹) y 19/ene/2013 (volumen de precipitación: 29,2 mm; duración del evento: 6,5 horas; I_{15} : 42,4 mm h⁻¹).

Para estos dos eventos (Fig. 4.24.c-R1/R2 y Fig. 4.24.d-R1/R2), los cambios en el contenido de humedad a lo largo del perfil, fueron menos significativos que en los eventos de gran volumen. Sin embargo, también se han encontrado diferencias entre las tendencias para los tratamientos control, estiércol y polímeros y las parcelas enmendadas con paja, poda y lodos. En los conjuntos, polímeros y estiércol, la

tendencia general de los valores de humedad fue a decrecer a lo largo del perfil, mientras que en las parcelas enmendadas con paja, poda y lodos, la humedad se mantenía más o menos constante o incrementaba. Este patrón se repetía siempre, excepto en las parcelas tratadas con lodos, donde se registraba un descenso en la humedad únicamente en el intervalo de profundidad entre 5 cm. y 10 cm.

Tabla 4.27. Valores medios de humedad medidos a distintas profundidades del perfil para los eventos de volumen medio. Donde; C, control; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar; PP, volumen de precipitación (mm). Fuente: Elaboración propia.

		Humedad (%)											
		C		SM		PM		HP		RU		SH	
		Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±
PP	(mm)	45,6											
Perfil	(cm)												
	5	18,9	0,1	9,6	1,3	9,2	0,4	19,1	1,4	19,2	2,9	19,6	0,0
	10	16,7	0,6	12,8	0,1	9,9	0,4	13,3	0,1	17,3	3,5	17,4	1,3
	25	14,4	0,2	12,8	0,4	15,4	1,4	12,2	0,4	20,9	2,8	14,3	0,8
PP	(mm)	29,2											
Perfil	(cm)												
	5	17,9	1,1	14,5	3,4	11,3	2,8	17,4	0,4	14,8	1,4	16,8	0,4
	10	16,5	0,1	14,4	2,9	11,8	3,8	14,6	1,0	12,3	0,4	15,4	0,8
	25	14,1	0,4	14,7	1,1	12,2	4,7	13,2	0,7	13,7	0,5	13,3	1,3

4.2.3. Variabilidad de la humedad del suelo durante eventos de precipitación de magnitud baja

Los eventos de precipitación de pequeño volumen se corresponden con las fechas 5/abr/2013 (volumen de precipitación: 26,0 mm; duración del evento: 9,8 horas; I_{15} : 25,6 mm h⁻¹) y 23/feb/2013 (volumen de precipitación: 27,8 mm; duración del evento: 17,8 horas; I_{15} : 14,3 mm h⁻¹).

A las profundidades entre 5 cm. y 10 cm., la humedad del suelo decrecía en los tratamientos control, estiércol, polímeros y lodos (Fig. 4.24.e-R1/R2 y Fig. 4.24.f-R1/R2). Sin embargo, a las profundidades comprendidas entre los 10 cm y los 25 cm., la tendencia era diferente entre las parcelas control, estiércol y polímeros y en los suelos tratados con lodos. Por un lado en los conjuntos control, estiércol y polímeros la

humedad decrecía de forma continuada en profundidad. Por el otro, en los suelos enmendados con lodos la humedad incrementaba.

Para el evento de 5/abr/2013, en las parcelas enmendadas con un mulch de paja, la humedad decrecía en aquellas profundidades comprendidas entre los 10 cm. y los 25 cm. (Fig. 4.24.e-R1/R2). La tendencia fue inversa en los suelos enmendados con un mulch de astillas de poda. Sin embargo, el patrón fue diferente para las profundidades comprendidas ente 10 cm. y 25 cm., donde la humedad incrementaba o se mantenía más o menos constante en ambos tratamientos.

Cuando analizábamos el evento del 23/feb/2013, el patrón superficial se invertía con respecto al modelo descrito para el 5 de Abril del año 2013. En este caso, la humedad incrementaba en las parcelas enmendadas con paja y decrecía en las enmendadas con las astillas de poda (Fig. 4.24.f-R1/R2). Nuevamente, la tendencia fue diferente para las profundidades comprendidas entre los 10 cm. y los 25 cm., donde la humedad del suelo incrementaba en ambos tratamientos en relación a los contenidos medidos entre las profundidades de 5 a 10 cm.

Tabla 4.28. Valores medios de humedad medidos a distintas profundidades del perfil para los eventos de pequeño volumen. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar; PP, volumen de precipitación (mm). Fuente: Elaboración propia.

		Humedad (%)											
		C		SM		PM		HP		RU		SH	
		Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±
PP	(mm)	26,0											
Perfil	(cm)												
	5	17,0	0,9	19,5	1,8	12,9	4,2	17,3	2,1	16,8	4,3	18,3	1,2
	10	16,3	0,9	19,0	1,6	20,0	3,0	16,3	2,3	12,3	3,4	15,8	0,6
	25	14,0	0,7	18,6	1,8	18,7	2,0	16,3	4,0	16,2	0,4	13,6	1,7
PP	(mm)	27,8											
Perfil	(cm)												
	5	13,2	1,3	12,6	0,4	10,4	1,1	12,9	1,0	6,0	1,2	12,6	3,3
	10	12,4	0,7	13,8	0,1	7,9	0,4	7,3	1,8	4,7	0,4	9,8	3,0
	25	7,4	4,5	14,0	0,1	7,5	0,2	6,0	0,1	5,2	0,1	7,0	0,8

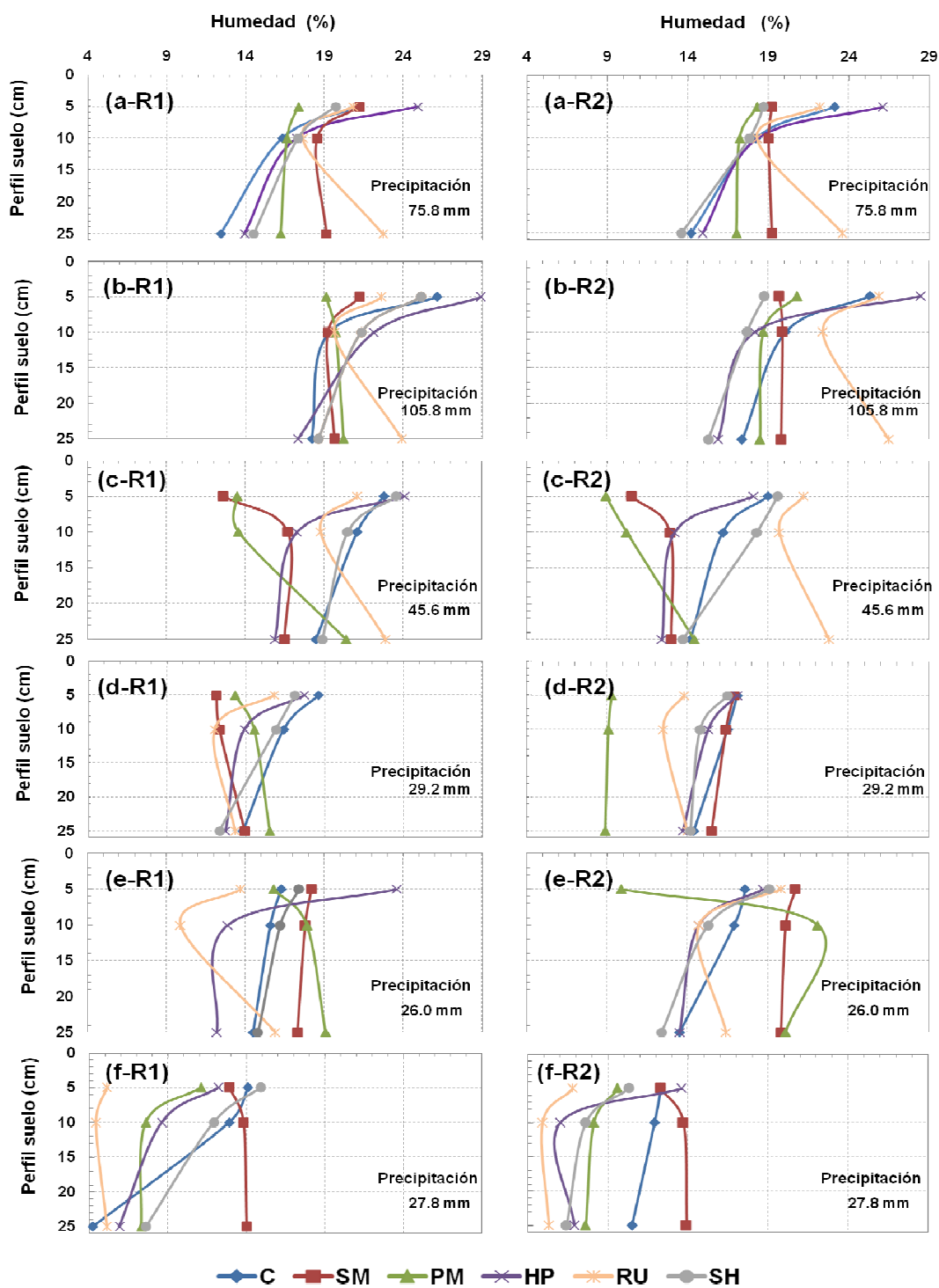


Figura. 4.24. Valores de humedad del suelo en el perfil. (a), evento de precipitación del 7 de noviembre de 2012 (volumen: 75.8 mm; duración: 44.25 horas; I_{15} : 8.8 mm h⁻¹). (b), evento de precipitación del 18 de noviembre de 2012 (volumen: 105.8 mm; duración: 14.7 horas; I_{15} : 52.8 mm h⁻¹). (c), evento de precipitación del 29 de agosto de 2013 (volumen: 45.6 mm; duración: 3.5 horas; I_{15} : 63.2 mm h⁻¹). (d), evento de precipitación del 19 de enero de 2013 (volumen: 29.2 mm; duración: 6.5 horas; I_{15} : 42.4 mm h⁻¹). (e), evento de precipitación del 5 de abril de 2013 (volumen: 26.0 mm; duración: 9.8 horas; I_{15} : 25.5 mm h⁻¹). (f), evento de precipitación del 23 de febrero de 2013 (volumen: 27.8 mm; duración: 17.8 horas; I_{15} : 14.3 mm h⁻¹). (R1), réplica 1. (R2), réplica 2. Donde; C, control; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia.

4.3. Variabilidad temporal del agua útil

En este apartado interesa contrastar la evolución de la humedad, que había sido medida de forma continua en el suelo, dentro del año hidrológico mediterráneo. Así, a partir de las medias mensuales del contenido volumétrico de agua, registrado durante el periodo de tiempo comprendido entre los meses de octubre del año 2013 a octubre del año 2014, se podía establecer una relación directa con la capacidad de retención hídrica presente en dichos suelos. Concretamente esto nos permitiría identificar, el número de meses dentro el año hidrológico en que el agua contenida en el suelo podía ser aprovechada por las plantas. En este caso, el análisis de la serie de humedad se realizó en el horizonte más superficial de suelo, a las profundidades 0-5 cm y 0-10 cm del perfil, pues debido al escaso desarrollo de la vegetación reforestada consideramos que es representativo de la zona radicular de las mismas.

Respecto a la capacidad de retención hídrica, medida en cada tratamiento al comienzo del presente estudio, se ha utilizado la presión de succión (pF) 4,2 para la definición del punto de marchitez permanente. Para la capacidad de campo, se usó la presión de succión 2,0. Una vez conocida la humedad característica para el punto de marchitez, la capacidad de campo del suelo y su relación con el contenido volumétrico medio de agua en el perfil (anexo VII), se ha determinado en qué momento del año hidrológico el suelo se hallaba en la denominada zona de capacidad de almacenamiento de agua aprovechable (AWSC, zona comprendida entre el punto de capacidad de campo, y el punto de marchitez permanente, Jamison y Korth, 1958; Petersen et al., 1968; Aina y Periaswamy, 1985) o la zona de agua disponible aprovechable por las plantas (AWC, Chow, 1964, Salter y Williams, 1965; Slatyer, 1967; Abrol et al., 1969) o agua útil (Kramer, 1976; Caldwell, 1976). Así, para cada uno de los tratamientos, en la figura 4.25 se representa la evolución del contenido de humedad, a las dos profundidades analizadas, dentro del año hidrológico mediterráneo y se estableció su relación con la AWSC.

En el conjunto control los suelos se hallaban por debajo del punto de marchitez, y por lo tanto, en la zona de agua no aprovechable por las plantas durante los meses junio, julio, agosto y septiembre (Fig. 4.25), coincidentes con el verano mediterráneo. Del mismo modo, en ninguno de los meses, el suelo había superado el valor de capacidad de campo medido. Sin embargo, en los tratamientos mulch de paja o poda, los suelos se encontraban por encima de la del punto de marchitez y en la zona de agua aprovechable por las plantas (AWSC) durante un intervalo de tiempo mayor que en el conjunto control. Así, la humedad media solo quedo por debajo de la succión de p.F 4,2 durante tres meses al año, julio, julio y agosto. Respecto a la cantidad de agua disponible también fue mayor, especialmente en los meses diciembre, enero y febrero. Sin embargo, la capacidad de retención hídrica del mismo no mostró diferencias

respecto a los suelos no enmendados. Relativo a la capacidad de campo, esta no se vio excedida para ninguno de los meses del año hidrológico.

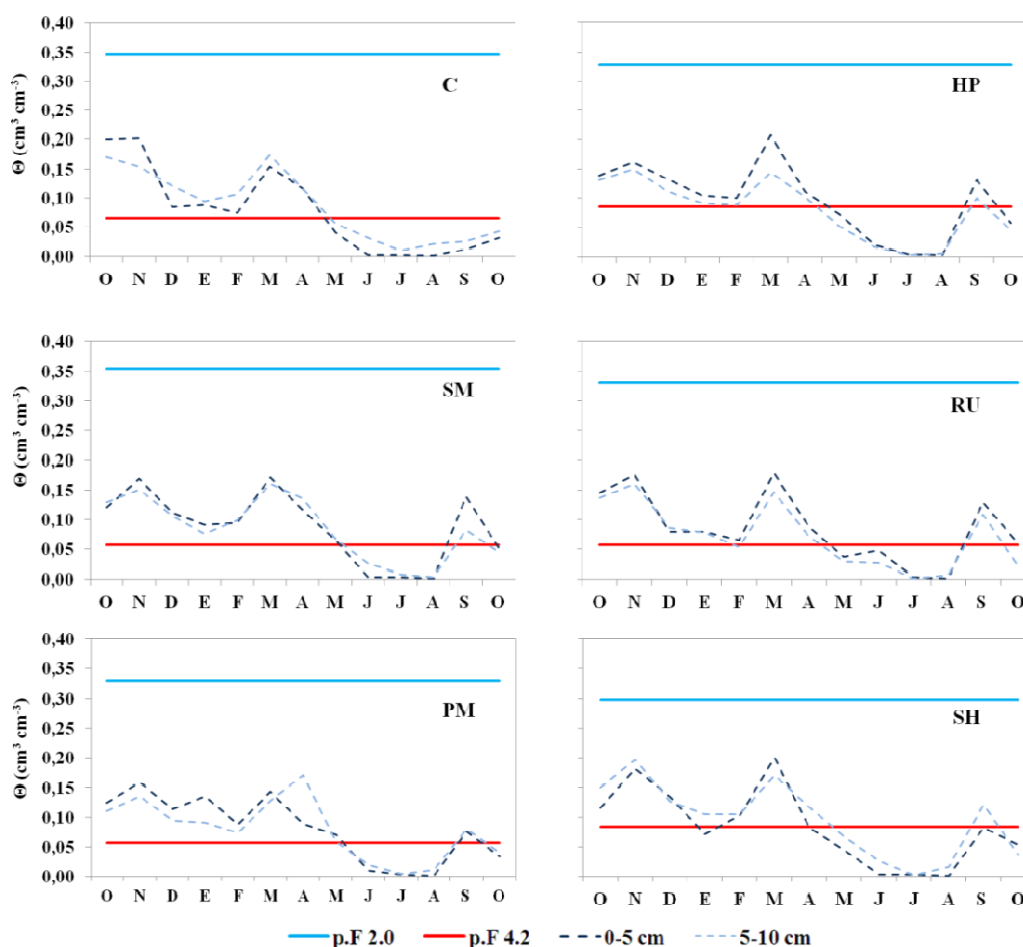


Figura. 4.25. Evolución mensual del contenido de humedad del suelo en los diferentes manejos y su relación con la capacidad de retención hídrica a pF 2.0 (capacidad de campo) y p.F 4.2 (punto de marchitez permanente). Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia.

Los suelos enmendados con lodos, polímeros y estiércol mostraron una capacidad de retención hídrica ligeramente más limitada que la descrita en los tratamientos donde se aplicó el mulch. Para estos tres tratamientos, la zona de agua aprovechable por las plantas (AWSC) fue menor que en los suelos enmendados con paja y poda, especialmente durante los meses de enero y febrero. Esta situación se agudizaba especialmente en las parcelas enmendadas con estiércol, donde los primeros centímetros del suelo, 0-10 cm., se encontraban por debajo del punto de marchitez durante seis meses al año (abril-agosto). Por otro lado, en ninguno de los meses se superó el valor de capacidad de campo para los suelos tratados con polímeros, lodos o estiércol.

5. RESPUESTA HIDROLÓGICA-EROSIVA DE LOS TRATAMIENTOS

Como habíamos señalado en el capítulo de introducción, la medición de variables hidrológicas del suelo es muy sensible a la escala metodológica usada. El uso de parcelas experimentales, tipo cerrado, nos permitiría obtener *in situ* y para todo el periodo de estudio, medidas tan variables como son el coeficiente de escorrentía o la tasa de erosión. Además, el hecho de que el diseño de las parcelas experimentales fuese el mismo, nos permitiría identificar como variaba la respuesta hidrológica-erosiva en cada tratamiento ante un evento de precipitación con las mismas características. De este modo, en este apartado, los objetivos a conseguir han sido:

- a) Determinar las diferencias producidas en las tasas de escorrentía superficial para los diferentes eventos de precipitación medidos, en cada uno de los tratamientos, para ver su relación con aquellos suelos que no habían sido enmendados.
- b) Determinar las pérdidas de suelo en cada tratamiento y la posición de los mismos respecto al control.

5.1. Escorrentía superficial

Los resultados que aportamos, para la escorrentía superficial, corresponden a los datos obtenidos a partir de las doce parcelas experimentales entre las fechas 22/nov/2011 y 31/ene/2014. Durante este periodo, se registraron un total de 57 eventos de precipitación, que registraron un total de 1241,5 L. con intensidades medias diarias comprendidas entre 0,7 mm h⁻¹ y 13,0 mm h⁻¹. Sin embargo, no todos los eventos de precipitación habían generado escorrentía superficial tal como puede observarse en el anexo VIII de la presente memoria. El número de eventos generadores de escorrentía no fue fijo para las doce parcelas, sino que demostró ser variable en función del manejo aplicado al suelo. Así, de los 57 eventos de precipitación registrados en el periodo de estudio, únicamente 20 eventos habían generado escorrentía superficial en los conjuntos control, paja y polímeros, 18 eventos habían sido medidos en las parcelas enmendadas con estiércol de origen vacuno y 16 eventos en los conjuntos de poda y lodos (Tabla 4.29).

Respecto a la distribución anual de los eventos de escorrentía, en el conjunto control el 45% de los eventos ocurrieron en invierno, mientras que solo un 10% se asociaban con los eventos de precipitación ocurridos en los meses de verano. Esto guarda cierta relación con la distribución de precipitaciones encontrada, que fue descrita anteriormente con el índice PCI. Una distribución similar para los eventos de escorrentía ha sido registrada en los cinco conjuntos enmendados, aunque existían

ciertos matices tal como puede observarse en la figura 4.26. Así, en las parcelas enmendadas con poda, los porcentajes específicos de eventos respecto al total para cada estación fueron: 50,0% en invierno; 25,0% en otoño y 12,5% en la estaciones de primavera o verano. Respecto a los suelos tratados con lodos un 43,7% de los eventos de escorrentía se habían producido en invierno, el 31,3% en otoño y el 12,5% en primavera y verano. Finalmente, en los suelos enmendados con estiércol el 50,0% de los eventos de escorrentía ocurrían en invierno, un 22,2% en otoño, 16,6% en primavera y un 11,1% en verano.

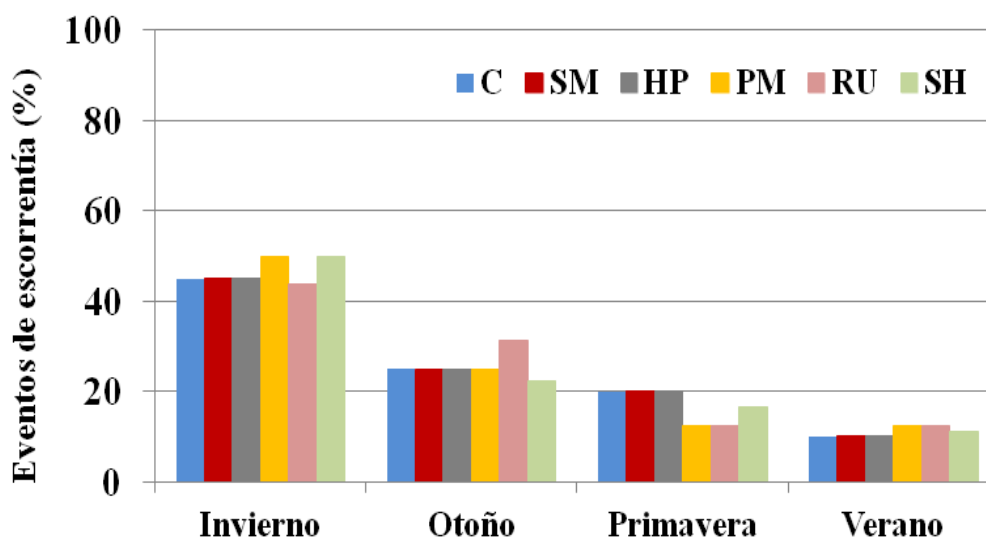


Figura. 4.26. Porcentaje de eventos de escorrentía para cada estación respecto al total registrado. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia.

En términos generales, las características del evento de precipitación necesarias para que se produjese escorrentía superficial en las parcelas fueron comunes para los seis manejos. Así, el umbral de escorrentía quedó definido en base a dos criterios: (i) era necesario un evento que comprendiese un volumen mínimo entre 10,6 mm y 15,0 mm; (ii) era necesaria una intensidad de precipitación (I_{15}) que oscilase entre 4,8 mm h⁻¹-8,8 mm h⁻¹. El que la escorrentía apareciese bajo un valor u otro, dependía fundamentalmente las condiciones de humedad antecedente del suelo. Concretamente, el límite inferior del intervalo definido, volumen o intensidad, para que se generase escorrentía aparecía siempre ante la ocurrencia de eventos de eventos de precipitación sucesivos con intensidades diferentes (Fig. 4.27). Ejemplo de ello lo constituye el evento del 24/ene/2013 (volumen =10,6 mm; I_{15} = 4,8 mm h⁻¹) donde el suelo presentaba una humedad antecedente (5 cm. de perfil) de 13%, 12%, 14%, 11%, 11% y 16% para los conjuntos paja, poda, lodos, control, estiércol y polímeros, respectivamente. Lo que había generado una tasa de escorrentía de 0,1 L. m⁻² para los

conjuntos paja, poda y lodos, $0,2 \text{ L. m}^{-2}$ en el control, $0,3 \text{ L. m}^{-2}$ en los suelos enmendados con estiércol y $0,8 \text{ L. m}^{-2}$ en los suelos enmendados con polímeros.

Respecto a la cantidad de escorrentía superficial generada, la tabla 4.29 muestra para los suelos reforestados y no enmendados, una media de $8,0 \pm 22,0 \text{ L.}$ por evento. Del mismo modo, en los suelos enmendados con polímeros, se había registrado una media similar ($8,1 \pm 20,1 \text{ L.}$). Sin embargo, los suelos enmendados con estiércol, habían registrado medias ligeramente inferiores. Específicamente, su valor fue de $7,0 \pm 19,2 \text{ L.}$ Cuando los suelos fueron tratados con los restantes tratamientos, la media de escorrentía superficial por evento decrecía significativamente. Así, para las enmiendas paja, poda, y lodos, los valores medidos fueron $2,7 \pm 8,3 \text{ L.}$; $1,3 \pm 3,5 \text{ L.}$ y $2,2 \pm 5,9 \text{ L.}$, respectivamente. Finalmente, para todos los casos, los valores para la desviación estándar fueron mayores que la media. Esto nos habla de sesgo positivo en los datos, es decir, habían sido los eventos punta los que han condicionado la distribución de los datos.

Tabla 4.29. Características generales de la escorrentía para los diferentes tratamientos. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; N, numero de eventos registrados para el periodo 22 de noviembre del año 2011 hasta 31 de enero del año 2014; SD \pm , desviación estándar; Max, evento máximo (L). Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	N	N eventos	Media(L.)	SD \pm	Max(L.)	Acumulado(L.)
C	2	20	8,0	22,0	116,7	457,4
SM	2	20	2,7	8,3	50,0	154,7
PM	2	16	2,1	7,9	54,6	122,7
RU	2	16	2,2	5,9	28,7	128,1
SH	2	18	7,0	19,3	118,6	404,8
HP	2	20	8,1	20,1	127,8	461,8

Relativo a eventos máximos o punta de escorrentía superficial, son los conjuntos paja, poda y lodos aquellos que presentaron los valores más bajos (Tabla 4.29). Concretamente, estos máximos se asocian al evento de precipitación acaecido el 19/ene/2013 (volumen de precipitación = $19,1 \text{ mm}$; $I_{15} = 28,8 \text{ mm h}^{-1}$). Concretamente, los valores alcanzados fueron $50,0 \text{ L.}$; $56,4 \text{ L.}$ y $28,7 \text{ L.}$ para los conjuntos paja, poda y lodos, respectivamente. De este modo, este evento había supuesto un 32,3%, 44,5% y

22,4% del total de escorrentía generada en los tratamientos paja, poda y lodos, respectivamente.

Con independencia del manejo, el máximo de los máximos registrados durante el periodo de estudio se atribuye al conjunto polímeros. Este evento de escorrentía es coincidente con el evento precipitación del 30/sep/2012 (volumen de precipitación = 103,8 mm; $I_{15} = 99,24 \text{ mm h}^{-1}$). Así, tal como describíamos en el apartado de variables climáticas, esta precipitación había registrado la I_{15} más alta de toda la serie pluviométrica. A este evento se asocian también los máximos encontrados en los conjuntos control y estiércol, 116,7 L. y 118,6 L., respectivamente. Suponiendo, además, un 25,5%, 29,3% y 27,7% del total de escorrentía registrada para los tratamientos control, estiércol y polímeros, respectivamente.

Tabla 4.30. Correlación lineal entre la escorrentía generada en relación al volumen de precipitación acaecida y la intensidad del evento. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; I_{15} , intensidad máxima en 15 minutos; r^2 , error cuadrático medio. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	$I_{15} \text{ (mm h}^{-1}\text{)}$		Volumen (mm)	
	Ecuación	r^2	Ecuación	r^2
C	$y=0,918x$	0,664	$y=0,552x$	0,536
SM	$y=0,280x$	0,418	$y=0,148x$	0,236
PM	$y=0,211x$	0,254	$y=0,105x$	0,117
RU	$y=0,219x$	0,488	$y=0,130x$	0,375
HP	$y=0,889x$	0,733	$y=0,495x$	0,483
SH	$y=0,763x$	0,579	$y=1,256x$	0,516

Del análisis de factor R de erosividad de la precipitación, habíamos obtenido una buena correlación ($r^2 = 0,73$) entre la intensidad del evento y el poder erosivo de la mismo (Fig. 4.3). Sin embargo, la correlación existente entre los datos de intensidad máxima en 15 minutos (I_{15}) y la escorrentía superficial generada, mostró diferencias entre tratamientos. Así, fueron los conjuntos control, polímeros y estiércol los que presentaron correlaciones mayores y siempre con un $r^2 \geq 0,59$. Sin embargo, las correlaciones encontradas para los conjuntos poda y lodos, resultaron bajas y relativamente inferiores a los conjuntos anteriores ($r^2 < 0,26$). Respecto al conjunto enmendado con paja, cabe decir, que este había presentado una correlación media, de $r^2 = 0,48$ (Tabla. 4.30).

Del mismo modo que con la intensidad de la precipitación, el factor R también había mostrado una buena correlación ($r^2 = 0,63$) entre el volumen de precipitación acaecido y el poder erosivo del evento. Así, también, se demostró para la escorrentía superficial en los conjuntos control, polímeros y estiércol, que presentaron correlaciones medias-altas para la cantidad de escorrentía generada y el volumen de precipitación acaecido ($r^2 = 0,54$; $r^2 = 0,48$ y $r^2 = 0,52$, respectivamente). Sin embargo, cuando se compararon los datos relativos al volumen de precipitación y la cantidad de escorrentía registrada (Tabla 4.30), se observó una correlación pobre ($r^2 \leq 0,38$) para los conjuntos paja, poda y lodos.

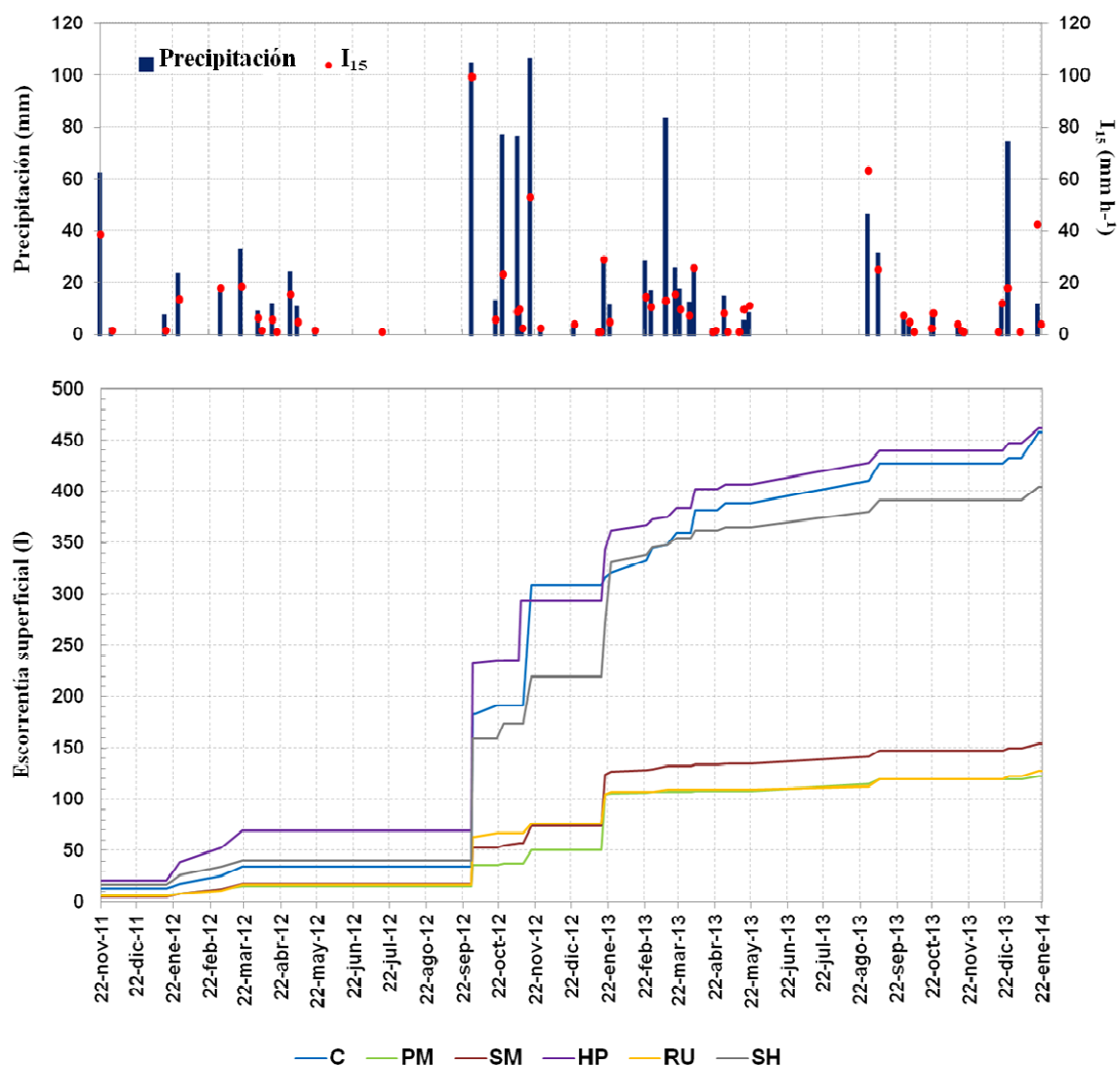


Figura. 4.27. Volumen de precipitación (mm), intensidad máxima en 15 minutos (I_{15} , mm h^{-1}), escorrentía superficial acumulada (L.). Donde; C, control; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia.

Si atendemos a la escorrentía acumulada para el total del periodo de estudio, fueron los suelos enmendados con polímeros, aquellos que mayor escorrentía generaron (Tabla 4.30 y Fig. 4.27). Valores muy próximos se asocian a los conjuntos control y estiércol, donde el acumulado fue igual a 457,3 L. y 404,4 L., respectivamente. Sin embargo, valores mucho más bajos se asocian a los tratamientos paja, poda y polímeros, donde el acumulado total fue de 156,6 L., 122,7 L. y 128,1 L.

Los datos calculados para los coeficientes de escorrentía (Tabla 4.31) mostraron, para el conjunto control, un valor medio de 2,7%. Es decir, en términos de promedio estadístico, un 2,7% de la precipitación acaecida sobre la superficie de la parcela terminaba transformándose en escorrentía superficial. Estos valores fueron relativamente inferiores en los suelos enmendados con paja, poda o lodos que, sin embargo, mostraron valores medios muy similares entre ellos (0,9%; 0,7% y 0,7%, respectivamente). De otro lado, promedios mayores fueron registrados en los suelos enmendados con estiércol o polímeros cuyos valores oscilaron entre 1,8%-2,6%, encontrándose por tanto, más cercanos a los descritos para el control. En términos generales, con independencia del manejo, la desviación estándar manifestó la alta variabilidad existente en coeficientes de escorrentía para la serie analizada que, como ya vimos para los datos generales de escorrentía (L.), fueron dependientes de las características del evento de precipitación (Tabla 4.30). Respecto a los máximos, estos se asocian a los tratamientos control (9,5%) y estiércol (8,5%). Respecto a los mínimos, estos mostraron ser similares en todas las parcelas, oscilando su valor entre el 0,1-0,2%.

Tabla 4.31. Datos generales para los coeficientes de escorrentía en los diferentes tratamientos. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; N, numero de eventos registrados para el periodo 22 de noviembre del año 2011 hasta 31 de enero del año 2014; SD±, desviación estándar; Max, coeficiente máximo (%). Fuente: Elaboración propia.

	N	N eventos	Media (%)	SD±	Max (%)	Min (%)
C	2	20	2,7	2,5	9,5	0,2
SM	2	20	0,9	1,5	7,1	0,1
PM	2	16	0,7	1,7	7,8	0,1
RU	2	16	0,7	1,0	4,1	0,1
SH	2	18	1,8	2,1	8,5	0,1
HP	2	20	2,6	2,1	7,3	0,1

Con independencia del tratamiento aplicado al suelo, en la figura 4.27 se observa como son los eventos coincidentes con el comienzo de la estación húmeda mediterránea aquellos eventos de escorrentía que mayor volumen generaron. Esto fue especialmente notable en el intervalo de tiempo comprendido entre los meses de septiembre y diciembre del año 2012. Además, la figura 4.28 sugiere dos comportamientos diferentes respecto a la generación de escorrentía en las diferentes enmiendas ensayadas. Por un lado, encontramos los tratamientos polímeros y estiércol que habían generado una respuesta similar o mayor a la encontrada en los suelos no enmendados (Fig. 4.28b). Por otro, encontramos los tratamientos paja, poda y lodos que presentan una respuesta significativamente inferior al control ante, aproximadamente, el 95% de los eventos (Fig. 4.28.a).

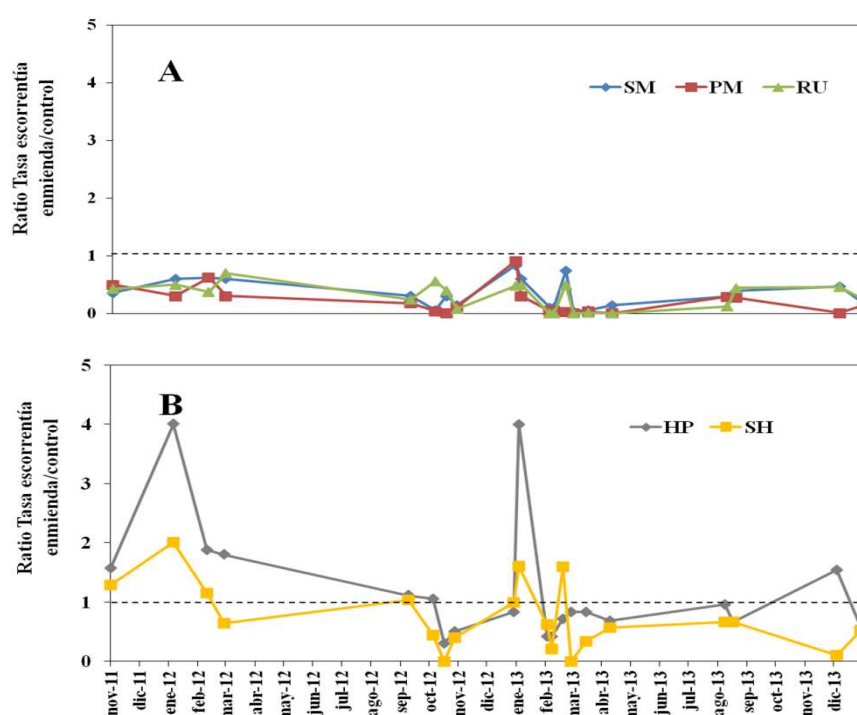


Figura. 4.28. Evolución de la ratio (enmienda/control) de la tasa de escorrentía. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia.

5.2 Emisión de sedimentos

Los resultados que aportamos para la erosión en cada conjunto, corresponden a los datos obtenidos a partir de las doce parcelas experimentales entre las fechas 22/nov/2011 y 31/ene/2014 (Anexo IX). El valor de erosión obtenido, para cada tratamiento, es el resultado de la media de las dos réplicas y vendrá acompañado de su correspondiente medida de dispersión.

Al igual que para la escorrentía, la distribución anual de los eventos de erosión también mostro ser irregular, guardando una estrecha relación con el índice PCI. Así, en los conjunto control, polímeros y estiércol el 50,0% de los eventos estaban vinculados con el invierno mediterráneo, mientras un 30,0%, 15,0% y 5,0% lo hacían con el otoño, primavera y verano, respectivamente. Una distribución muy similar ha sido observada en los tratamientos lodos, paja y poda. Así puede observarse en la figura 4.29.

La media de sedimentos emitidos por evento, fue relativamente alta en los conjuntos control, polímeros y estiércol ($9,0 \pm 28,4$ Kg.; $14,8 \pm 43,4$ Kg. y $16,0 \pm 51,5$ Kg., respectivamente). Por otro lado, los conjuntos paja, poda y lodos mostraron valores medios significativamente menores ($0,4 \pm 1,0$ Kg.; $0,2 \pm 0,3$ Kg. y $0,2 \pm 0,3$ Kg., respectivamente). En los conjuntos control, estiércol y polímeros, los valores para la desviación estándar, muy superiores al valor medio, nos hablan por tanto, de sesgo positivo en los datos (Tabla 4.31). Es decir, son los eventos extremos aquellos que condicionan la distribución de los datos. Respecto a los sedimentos acumulados puede observarse una tenencia similar (Tabla 4.31). La escorrentía superficial y los sedimentos emitidos fueron mucho mayores en los conjuntos control, polímeros y estiércol, cuando se comparaban con los valores registrados en los conjuntos paja, poda y lodos.

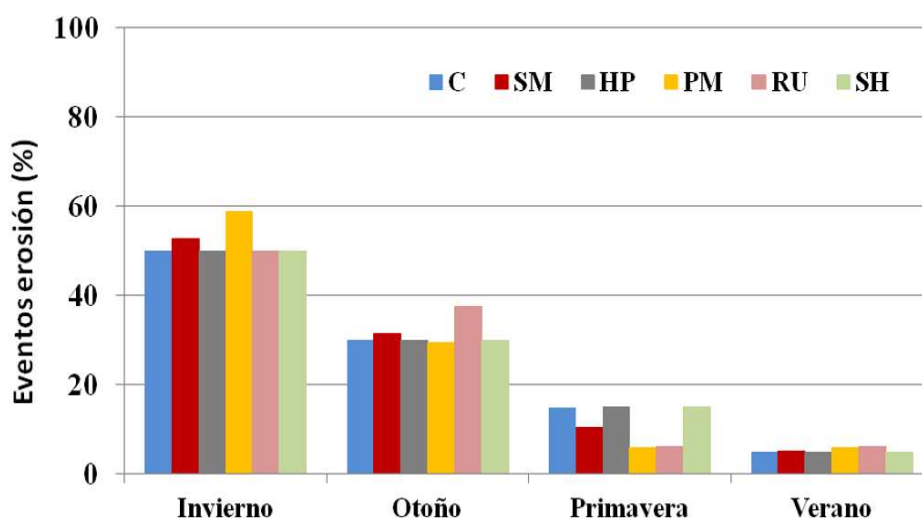


Figura. 4.29. Porcentaje de eventos de sedimentos emitidos para cada estación respecto al total registrado. Donde; C, control; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia.

En relación a los sedimentos máximos emitidos, fueron los conjuntos paja, poda y lodos aquellos que presentaron los valores más bajos (4,5 Kg., 1,0 Kg. y 1,3 Kg., respectivamente). Concretamente, el máximo para el conjunto enmendado con paja se asociaba con el evento de precipitación del 30/sep/2012 (volumen de precipitación =

103,8 mm; $I_{15} = 49,8 \text{ mm h}^{-1}$). Los máximos para los conjuntos poda y lodos, se registran durante los eventos de precipitación de 29/ago/2013 (volumen de precipitación = 45,6 mm; $I_{15} = 31,60 \text{ mm h}^{-1}$) y 7/sep/2013 (volumen de precipitación = 30,6 mm; $I_{15} = 12,40 \text{ mm h}^{-1}$), respectivamente. Estos máximos, además, habían supuesto un 30,30%; 41,91%; 59,21% de total de sedimentos medidos, en todo el periodo de estudio, para los conjuntos poda, lodos y paja, respectivamente.

Tabla 4.32. Características generales de los sedimentos emitidos (Kg) para los diferentes tratamientos. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; N, numero de eventos registrados para el periodo 22 de noviembre del año 2011 hasta 31 de enero del año 2014; $SD \pm$, desviación estándar; Max, evento máximo (Kg). Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	N	N eventos	sedimentos (Kg)	$SD \pm$	Max(Kg)	Acumulado(Kg)
C	2	20	9,0	28,4	125,6	179,8
SM	2	19	0,4	1,0	4,5	7,6
PM	2	16	0,2	0,3	1,0	3,3
RU	2	16	0,3	0,3	1,3	3,1
SH	2	18	16,0	51,5	232,3	320,1
HP	2	20	14,7	43,3	187,9	295,0

El máximo de los máximos de la serie analizada (232,3 Kg.), tuvo lugar el 30/sep/2012, produciendo un 72,57% del total de los sedimentos registrados en el conjunto tratado con estiércol. A este evento de precipitación, también se asocian los máximos encontrado en los conjuntos control y polímeros (Tabla 4.32). Suponiendo esto, un 69,85% y 63,69% del total de los sedimentos registrados, respectivamente, en ambos tratamientos.

Al igual que para la escorrentía, en la tabla 4.33, se ha comprobado la relación existente entre los eventos de erosión registrados en cada tratamiento y características del evento de precipitación (intensidad máxima en 15 minutos (I_{15}) y volumen). Así, cuando se analizó la relación existente entre la I_{15} con la cantidad de sedimentos generados, únicamente se habían encontrado correlaciones altas para los conjuntos control, paja y estiércol. Esto es que a mayor intensidad del evento, mayores tasas de sedimentos debieron ser esperadas. Por contrario, la correlación encontrada en los suelos tratados con lodos o polímeros mostró ser baja, lo que se traduce en que la cantidad de sedimentos emitidos para cada evento de precipitación, no era únicamente dependiente de la intensidad del mismo.

Tabla 4.33. Correlación lineal éntrelos sedimentos emitidos en relación al volumen de precipitación acaecida y la intensidad del evento. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; I_{15} , intensidad máxima en 15 minutos; r^2 , error cuadrático medio. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	I_{15} (mm h ⁻¹)		Volumen (mm)	
	Correlación	r^2	Correlación	r^2
C	$y=1,212x$	0,483	$y=0,254x$	0,189
SM	$y=0,050x$	0,547	$y=0,018x$	0,135
PM	$y=0,016x$	0,291	$y=0,004x$	-0,343
RU	$y=0,013x$	0,151	$y=0,003x$	-0,282
HP	$y=0,405x$	0,199	$y=0,405x$	0,199
SH	$y=2,153x$	0,456	$y=0,746x$	0,178

Al contrario de lo encontrado para la escorrentía (Tabla 4.30), cuando los sedimentos se correlacionaron con el volumen del evento de precipitación, la correlación encontrada fue muy baja y, en ninguno de los casos, presentó un valor de $r^2 \geq 0,2$ (Tabla. 4.33). Esto debía ser interpretado como que el volumen de agua, asociado al evento de precipitación, no había influido en la cantidad de sedimentos encontrados y además, fue independiente del tratamiento aplicado al suelo.

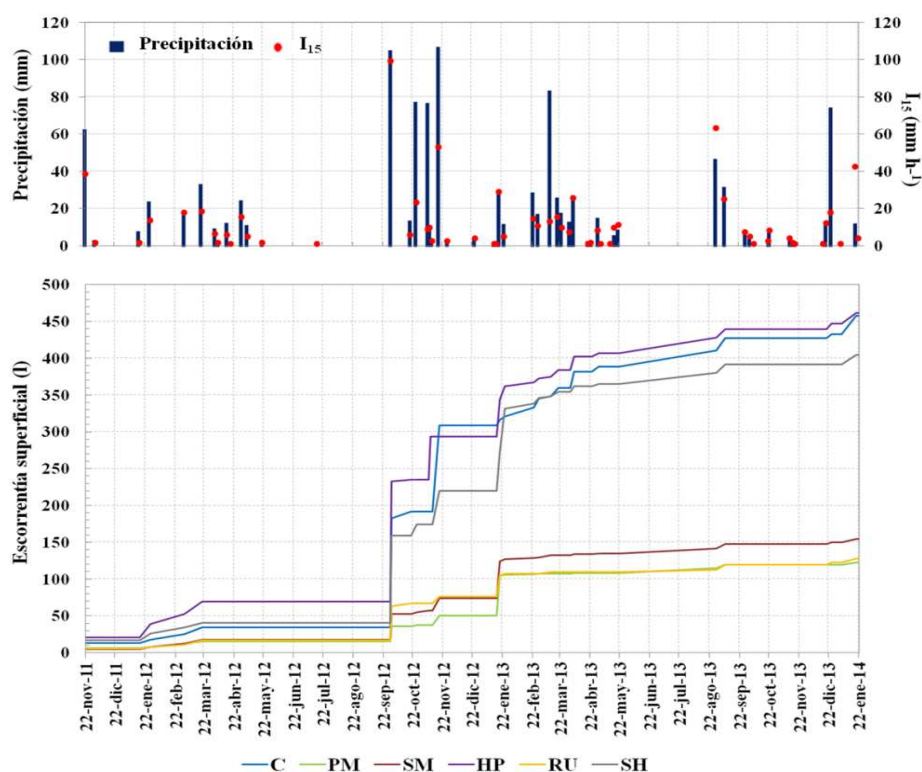


Figura. 4.30. Volumen de precipitación (mm), intensidad máxima en 15 minutos (I_{15} , mm h⁻¹), sedimentos acumulados (kg). Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia.

Además de lo descrito para la intensidad, en la figura 4.30 se puede observar, independientemente del manejo, como la posición del evento dentro del año hidrológico era la condición fundamental para la producción de tasas de erosión mayores o menores. Así, los eventos de escorrentía que mayores tasas de erosión habían generado, estaban asociados con las precipitaciones ocurridas al entre los meses septiembre-octubre. Es decir, fueron más erosivos aquellos eventos vinculados al comienzo de la estación húmeda mediterránea. Concretamente, estos eventos se han registrado en las fechas 30/sep/2012, 18/nov/2012 y 29/ago/2013 ($I_{15} = 49.62 \text{ mm h}^{-1}$, $I_{15} = 26.40 \text{ mm h}^{-1}$, $I_{15} = 31.60 \text{ mm h}^{-1}$, respectivamente).

El cálculo de las tasas de erosión muestra, para los suelos que habían sido reforestados y no enmendados, una tasa de erosión de $0,58 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La tabla 4.34 refleja como la adición al suelo de polímeros o estiércol, incrementaba hasta casi el doble la tasa anual respecto a la reforestación bajo suelo desnudo. Así, los valores encontrados fueron $1,04 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $0,96 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para los conjuntos estiércol y polímeros, respectivamente. Del otro lado, las tasas encontradas para los tratamientos paja, poda y lodos se encontraron muy próximas a cero. De este modo, estos conjuntos presentaron un valor promedio de $0,02 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, $0,01 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $0,01 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para los tratamientos paja, poda y lodos, respectivamente.

Tabla 4.34. Tasas de erosión para los diferentes tratamientos. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; N, número de eventos registrados para el periodo 22 de noviembre del año 2011 hasta 31 de enero del año 2014; TE, tasa de erosión media anual ($\text{Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); $\text{SD} \pm$, desviación estándar; TE.Max, tasa de erosión del evento máximo (Tn ha^{-1}). Fuente: elaboración propia.

Tratamiento	N	N eventos	TE ($\text{Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	$\text{SD} \pm$	TE. Max(Tn ha^{-1})
C	2	20	0,58	31,51	74,91
SM	2	19	0,02	0,25	1,88
PM	2	16	0,01	0,08	0,41
RU	2	16	0,01	0,08	0,47
SH	2	18	1,04	12,69	96,8
HP	2	20	0,96	10,74	78,27

La figura 4.31 sugiere dos comportamientos erosivos diferentes que además son comunes a los descritos para la escorrentía (Fig. 4.28). Por un lado, encontramos los tratamientos polímeros y estiércol, que habían generado en el 35,0% de los casos una respuesta erosiva muy superior a la encontrada en los suelos no enmendados (Fig. 4.31.a). Por otro, encontramos los tratamientos paja, poda y lodos que presentaron, en la

mayoría de los eventos, una respuesta significativamente inferior al control (Fig. 4.31.b). Únicamente se encontró una respuesta erosiva ligeramente superior a la medida en el control, en los suelos enmendados con paja, para el evento ocurrido el 12/mar/2012 (volumen de precipitación = 82,6 mm; I15 = 6,4 mm h⁻¹). Así, las tasas de erosión registradas para este evento fueron 5,10 g m⁻² y 5,04 g m⁻² en los conjuntos paja y control, respectivamente.

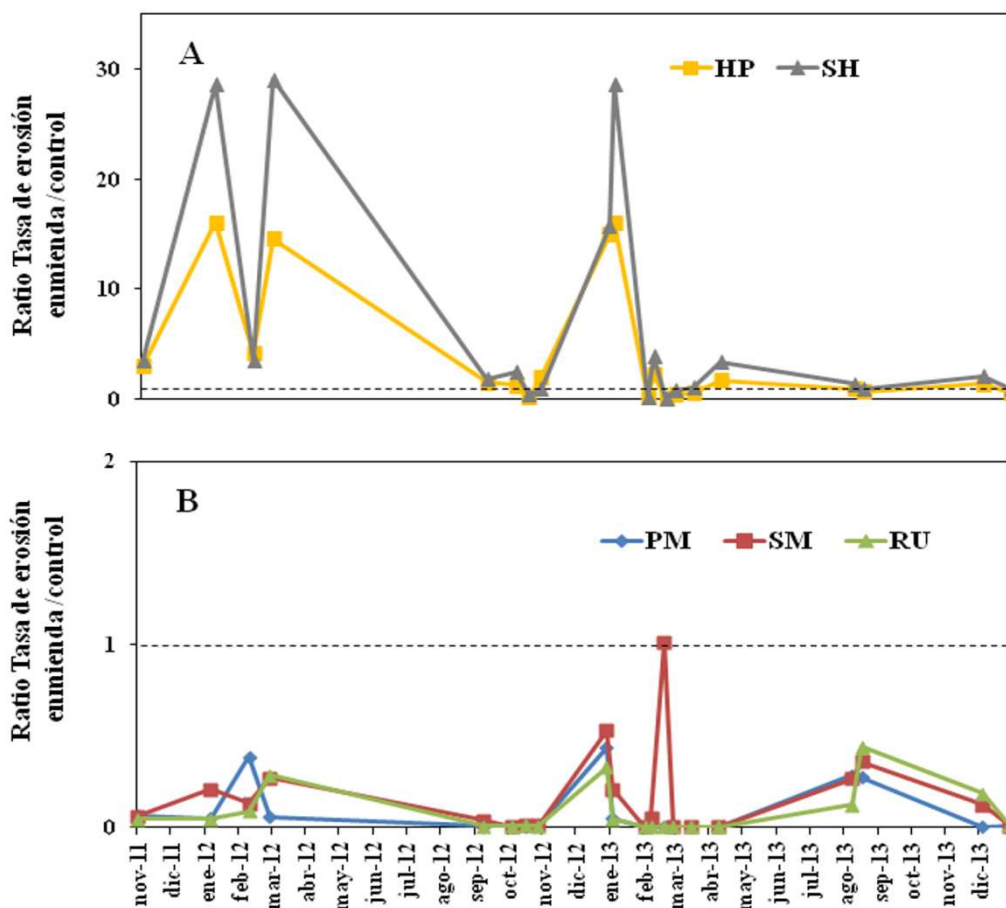


Figura 4.31. Evolución de la ratio (enmienda/control) de la tasa de erosión. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia.

Una vez analizados la respuesta hidrológica-erosiva para cada tratamiento, en la tabla 4.35 se puede observar, a modo de resumen, los porcentajes de escorrentía superficial y sedimentos totales emitidos para cada tratamiento en relación al encontrado en los suelos no enmendados. En ella, se observa como los tratamientos paja, poda y lodos, resultaron métodos altamente efectivos para el control de escorrentía y sedimentos. Así, habían conseguido reducir las tasas de escorrentía del orden de 65 o 75% respecto al control y las tasas de erosión del orden de 95 a 98%. Especialmente significativo fue el caso de las enmiendas poda y lodos, que habían conseguido

minimizar al final del periodo de estudio los sedimentos generados en un 98,2% y 98,3%, respectivamente. Un patrón diferente, sin embargo, se asocia a los tratamientos estiércol y polímeros. Pese a que los suelos enmendados con estiércol habían reducido ligeramente el total de escorrentía al final del periodo de estudio, ambos tratamientos producían el efecto inverso en el total de sedimentos medidos. Concretamente, cuando estas enmiendas se adicionaban al suelo, la consecuencia directa era un aumento en la erosión respecto al control del orden de un 78,0% y 64,1%, respectivamente.

Tabla 4.35. Porcentaje de la escorrentía superficial y sedimentos total emitidos durante el periodo de estudio, para cada tratamiento, en relación al registrado en suelos no enmendados. Donde; C, control; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: elaboración propia.

Tratamiento	% respecto a C			
		escorrentía		sedimentos
SM	disminuye	66,2	disminuye	95,7
PM	disminuye	73,2	disminuye	98,2
RU	disminuye	72,0	disminuye	98,3
SH	disminuye	11,5	aumenta	78,0
HP	aumenta	1,0	aumenta	64,1

6. SINTESIS DE RESULTADOS.

A continuación a modo de resumen, con objeto de facilitar la lectura del capítulo de discusión y conclusión, se expone una síntesis general de los principales resultados que se han ido detallando a lo largo de este amplio capítulo.

1) La concentración estacional de la precipitación fue alta, clase estacional, y la concentración temporal fue de tipo concentrado. Así, se observa una variabilidad intra-anual en las precipitaciones donde los eventos de precipitación que mayor poder erosivo presentaron representaban un 5,2% del total registrado, estando asociados con el fin de la estación seca mediterránea.

2) Los valores de evapotranspiración superaban a las precipitaciones para todos los meses, salvo para el mes de febrero, lo que implicó una fuerte sequedad edáfica, especialmente durante el periodo de verano.

3) Respecto al carbono orgánico, únicamente los tratamientos paja y poda habían demostrado diferencias significativas respecto a los suelos

enmendados al final del periodo de estudio. Además, el contenido de carbono orgánico mostró cierta variabilidad intra-anual que, además, fue independiente del manejo aplicado al suelo.

4) Los suelos enmendados con paja, poda, lodos, y polímeros, presentaron pH inferiores a los encontrados en conjunto control. Sin embargo, estas diferencias fueron mínimas y siempre inferior a la unidad. Con independencia del manejo, se observaba cierta variabilidad intra-anual en los valores de pH para los cuatro muestreos ejecutados.

5) Relativo a las variaciones en la conductividad eléctrica, únicamente en los suelos que habían sido enmendados con lodos registraron un incremento en los valores respecto al control al final de periodo de estudio. Así, el incremento medido fue superior al doble. Se observa, además, una variación intra-anual en los valores que era independiente del manejo aplicado al suelo.

6) En los cinco tratamientos se observa un aumento paulatino del porcentaje de macroagregados estables del suelo. Sin embargo, no se observaban modificaciones significativas en las fracciones de agregados correspondientes a la microagregación. Este aumento en los macroagregados estables, fue especialmente significativo en los conjuntos paja, poda y lodos.

7) Los suelos control resultaron demostraron ser muy hidrofílicos después de la reforestación. Únicamente la adición al suelo de los tratamientos mulch de paja, mulch de poda o lodos de depuradora, había conseguido aumentar la hidrofobicidad del suelo. Así, tras el test del etanol (TPE), estos conjuntos habían presentado una repelencia al agua, que variaba entre moderada a extrema, dependiendo de si el test se ensayaba bajo matorral o bajo suelo desnudo.

8) Las enmiendas paja, poda y lodos conseguían incrementar significativamente la conductividad hidráulica no saturada del suelo. Esto fue tanto en condiciones de suelo seco como en condiciones de suelo húmedo. Además, se hacía especialmente significativo para las succiones mayores, representativas de la macro-porosidad.

9) En términos generales, se observa como las enmiendas habían introducido ligeras modificaciones en el patrón-ecogeomorfológico respecto al control. Específicamente, se advierte como el porcentaje de herbáceas anuales, hojarasca y matorral fue superior al de los suelos no enmendados, que a su vez, habían presentado el mayor porcentaje de suelo desnudo.

10) A groso modo, no se observan grandes diferencias en las tasas de supervivencia entre los conjuntos enmendados. Sin embargo, las diferencias residen en el desarrollo del brinjal. De este modo, con independencia de la especie vegetal introducida, los individuos reforestados en las parcelas enmendadas con paja, poda y polímeros, fueron aquellos que presentaron mayor desarrollo fenológico al final del periodo de estudio.

11) Los suelos tratados con paja o poda se encontraron por encima del punto de marchitez, en la zona de agua aprovechable por las plantas, durante un intervalo de tiempo mayor que el medido en el control. Sin embargo, los suelos enmendados con polímeros, lodos y estiércol, mostraron una capacidad de retención hídrica ligeramente más limitada que en los suelos donde se aplicó el mulch.

12) Con independencia de las características del evento de precipitación, se han encontrado diferencias entre el patrón de humedad para los tratamientos control, estiércol y polímeros y las parcelas enmendadas con paja, poda y lodos. En los conjuntos control, polímeros y estiércol, la tendencia general de los valores de humedad fue decrecer a lo largo del perfil, mientras que en las parcelas tratadas con paja, poda y lodos la humedad se mantenía más o menos constante. Este patrón se repetía siempre, excepto en las parcelas tratadas con lodo, donde se registraba un descenso en la humedad únicamente en el intervalo de profundidad entre 5 cm. y 10 cm.

13) Los tratamientos paja, poda y lodos, resultaron métodos altamente efectivos para el control de escorrentía y sedimentos. Así, habían conseguido reducir las tasas de escorrentía en un 65 ó 75% respecto al control y las tasas de erosión del orden de 95 a 99%. Un patrón diferente, se asocia a los tratamientos estiércol y polímeros. Pese a que los suelos enmendados con estiércol habían reducido ligeramente el total de escorrentía al final del periodo de estudio, ambos tratamiento producían el efecto inverso en el total de sedimentos medidos. Concretamente, cuando estas enmiendas se adicionaban al suelo, la consecuencia directa fue un aumento de las tasas de erosión respecto al control. Siendo esta del orden de un 78% y 64%, respectivamente.

BIBLIOGRAFÍA

- Abrol., I.P., Khosla, B.K., Bhumbla, D.R. 1969. Relationship of texture to some important soil moisture constants. *Geoderma* 2: 33-39.
- Aina, P.O., Periswamy, S.P. 1985. Estimating available water-holding capacity of western nigerian soils from texture and bulk density, using core and sieved samples. *Soil Science* 140:55-58.
- Bronstert, A., 1994. Modellierung der Abflussbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen. *IHW*, 46. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Karlsruhe.
- Bronstert, A., Glüsing, B., Plate, E., 1998. Physically-based hydrological modeling on the hillslope and micro-catchment scale: examples of capabilities and limitations. *Hydrology, Water Resources and Ecology in Hetwaters (HeadWater'98 Conference)*: 207-215. IAHS, Meran/Merano.
- Caldwell, M.M. 1976. Root extension and water absorption. En: Lange, O.L., Kappen, L., Schulze, E.D. (Eds.). *Water and Plant life. Problems and Modern Approaches*. Springer Verlag. Berlin. 73-85 pp.
- Chow, V.T. 1964. *Handbook of Applied Hydrology*. McGraw Hill (Eds.). New York.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. 2009. Soil water repellency. Principles, causes and relevance in a fire-affected environments. A.Cerdà y J. Mataix-Solera (Eds.). *Efecto de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por científicos españoles*. Universitat de València. Valencia.
- Edwards, A.P y Bremner, J.M. 1967. Microaggregates in soil. *Journal of Soil Science* 18: 64-73.
- Elliot, E.T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of American Proceedings* 50: 627-633.
- Gabriels, D. 2000. Rain erosivity in Europe. Rubio, J. L., Asins, S., Andreu, V., de Paz, J. M., & Gimeno, E. (Eds.). *ESSC III Int. Congress. Key Notes. Man and Soil at the Third Millennium*. Valencia. 31-43.
- Gordillo-Rivero, A., García-Moreno, J., Jordán, A., Zavala, L.M., Granja-Martins, F. 2013. Fire severity and surface rock fragments cause patchy distribution of soil water repellency and infiltration rates after burning. *Hydrological processes*. In press: DOI: 10.1002/hyp.10072.

- Jamison, V.V., Kroth, E.M. 1958. Available moisture storage capacity in relation to textural composition and organic matter in several Missouri soils. *Soil Science of America Proceedings* 22: 189-192.
- Kramer, P.J. 1974. *Relaciones hídricas del suelo y plantas*. Eductex (Eds.). Mexico. 233 pp.
- Miller, R.M. y Jastrow, J.D. 1990. Hierarchy of root and micorrhizal fungal interactions with soil aggregation. *Soil and Biochemistry* 22: 579-584.
- Oliver, J.E. 1980. Monthly precipitation distribution: A comparative index. *Professional Geographer* 32: 300-309.
- Petersen, G.W., Cunningham, R.L., Matelski, R.P. 1968. Moisture characteristics of Pennsylvania soils. II. Soil factors affecting moisture retention within a textural class silt-loam. *Soil Science Society of America Proceedings* 32: 866-870.
- Robichaud, P.R., Lewis, S.A., Ashmun, L.E. 2008. New procedure for sampling infiltration to assess post-fire soil water repellency. USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station Research Note 33: Fort Collins, CO.
- Salter, P.J., Williams, J.B. 1965. The influence of texture on the moisture characteristic of soil. II. Available water capacity and moisture release characteristics. *Journal of Soil Science* 16:1-15.
- Seeger, M., Errea, M-P., Beguería, S., Arnáez, J., Martín, C., García-Ruiz, J.M., 2004. Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factors for discharge/suspended sediment hysteretic loops in a small headwater catchment in Spanish Pyrenees. *Journal of Hydrology* 288: 299-311. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2003.10.012.
- Slatyer, R.O. 1967. *Plant water relationships*. Academic Press (Eds.). London. 366 pp.
- Tisdall, J.M. 1994. Possible role of soil microorganisms in aggregation in soil. *Plants and soil* 159: 115-121.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. 1979. Stabilization of soil aggregates by the roots systems of ryegrass. *Australian Journal of Soil Science* 17: 429-441.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 17:429-441.
- Wischmeier, W. H. 1959. A rainfall erosion index for a Universal Soil-Loss Equation. *Soil Science Society Proceedings* 23:246-249.

CAPÍTULO V: DISCUSIÓN



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

CAPÍTULO V: DISCUSIÓN

La línea de investigación que determina esta tesis doctoral, tiene como fin evaluar el efecto que diferentes enmiendas ejercen como posibles técnicas para mejorar el éxito de las reforestaciones en condiciones climáticas mediterráneas, ecotónicas entre los regímenes subhúmedos y semiáridos. Concretamente, se esperaba que los suelos tratados mostraran unos cambios físico-químicos distintos a los suelos no tratados, con consecuencias directas sobre la cubierta vegetal introducida y, por tanto, modificando la respuesta hidrológica y erosiva de las parcelas; todo controlado por las condiciones climáticas. Es decir, cada enmienda implicaría a priori unos cambios que hiciesen diferentes los sistemas ecogeomorfológicos de cada parcela, la escala seleccionada. Según estas consideraciones, abordaremos la discusión de los resultados más relevantes de la investigación siguiendo el esquema de la figura 5.1.

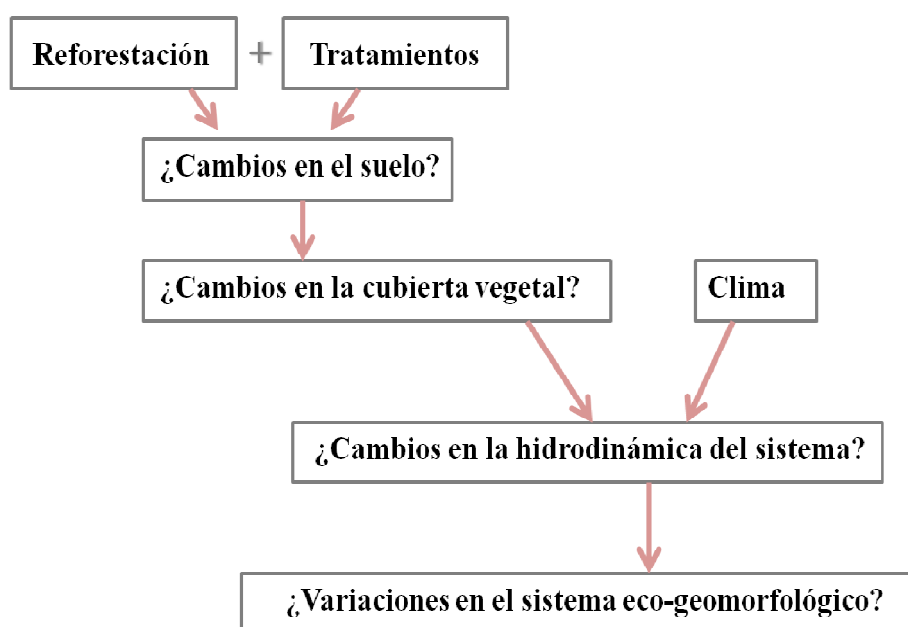


Figura. 5.1. Esquema bajo el cual se aborda la discusión de los resultados. Fuente: Elaboración propia.

1. IMPACTO DE LAS ENMIENDAS EN LAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS

Tal como se mostró en la introducción a esta tesis doctoral, en condiciones semiáridas numerosos estudios científicos abalan la bondad del uso de enmiendas como técnicas efectivas para mejorar, a corto-medio plazo, las propiedades físico-químicas de los suelos agrícolas (Guidi et al., 1983; García et al., 1998; Roldan et al., 1996; Pascual et al., 1999). Sin embargo, aunque existe numerosa bibliografía relacionada con el uso de enmiendas para restaurar agrícolas, apenas existen trabajos que evalúen el uso de enmiendas en suelos forestales. En base a esto, en el apartado que nos concierne, abordaremos la discusión de los resultados en dos bloques temáticos:

- i) Evaluar el impacto de ciertas enmiendas sobre las propiedades químicas de un suelo forestal. Especificar aquellos cambios relativos al carbono orgánico, pH y conductividad eléctrica.
- ii) Determinar las implicaciones del uso de enmiendas sobre las propiedades físicas de un suelo forestal (estructura y estabilidad estructural).

1.1. Impacto de las enmiendas en las propiedades químicas del suelo

Algunos estudios han demostrado, para suelos agrícolas, un efecto positivo entre la adición de enmiendas orgánicas al suelo y el aumento de la fertilidad química de los mismos, concretamente, en la mineralización del carbono orgánico del suelo (CO) (Pérez-Lomas et al, 2010; Parras-Alcántara et al, 2013). En esta línea, Bulluck et al. (2002) demostraron que la aplicación de diferentes residuos orgánicos al suelo, constituye una estrategia de gestión que puede contrarrestar el agotamiento de CO tras las prácticas agrarias. Sin embargo, otros autores afirmaron que el aumento en el contenido de CO después de la adición de varios tipos de enmiendas orgánicas era variable y dependiente de las características climáticas de la zona (Lal, 1997; Brevik, 2009). Así, también se ha descrito para condiciones mediterráneas (García-Orenes et al, 2009). Estos cambios en el CO provocan una disminución del pH, a la vez que aumentan la conductividad eléctrica (CE) del suelo (Guang-Ming et al, 2006; Li et al, 2007). En este apartado discutiremos el efecto de los tratamientos empleados, en esta investigación, sobre las propiedades químicas (CO, pH y CE) de los suelos de las parcelas experimentales a lo largo de un periodo de 24 meses de estudio.

1.1.1. Cambios introducidos en el contenido de carbono orgánico

El contenido orgánico de un suelo (CO) se relaciona con la mayoría de los procesos, por no decir con todos, que ocurren en el perfil edáfico (Almendros et al., 2010). Así, al aumentar el CO se incrementan los procesos de agregación y la

estabilidad de los agregados (Boix-Fayos, 1999). Esto, a su vez, favorece la capacidad de absorción del agua y la retención de la misma por parte del suelo (Martínez-Fernández, 1996). Además el CO controla directamente la capacidad de regeneración de un sistema tras un periodo de actividad humana, responsable de su degradación (Martínez-Fernández et al., 1996). Por lo tanto, la calidad de un suelo está determinada principalmente por su CO, pudiendo utilizarse como indicador del buen estado del mismo. Cabe decir, que el CO ha demostrado ser variable y muy sensible a los cambios en el sistemas de manejo (Chaudhuri et al., 2013).

Basándonos en estas premisas, cuando planteamos este estudio, la primera cuestión a resolver fue evaluar qué ocurría con el contenido en carbono orgánico (CO) inmediatamente después de ejecutar la propuesta forestal. Además, pretendíamos también evaluar qué papel desempeñaban las enmiendas en este proceso. Es conocido que en condiciones mediterráneas, se produce una disminución del CO con la profundidad del perfil (Campbell et al., 1995). Por ello, es frecuente, encontrar contenidos mayores en la parte alta y valores más bajos a medida que avanza la profundidad del mismo. Cuando una propuesta forestal se lleva a cabo, esta siempre va acompañada de un volteo de los primeros 10-25 cm del suelo. Es decir, se produce una mezcla de los diferentes horizontes pudiendo verse alterado el CO. Así, lo habían descrito otros autores para suelos agrícolas (West and Wilfred, 2002; Green et al., 2007; Blanco-Canqui and Lal, 2008). Específicamente, Pierce et al. (1994) habían determinado en varios suelos agrícolas de Michigan (USA), una reducción del CO para los primeros centímetros cuando estos eran volteados a una profundidad de 20 cm. Sin embargo, pese a que esta premisa se ha descrito para algunos suelos agrícolas, aún no está claramente establecido qué ocurre con el CO en las áreas forestales, los primeros meses después de ejecutar la reforestación.

En una fase inicial, cuando realizamos la caracterización del suelo en condiciones naturales, se observó que el CO fue inferior en el horizonte Ck/Bw que en el medido para el horizonte superior (A). Esto está en consonancia con lo expuesto anteriormente para suelos agrícolas, indicando una disminución de los valores de CO a lo largo del perfil. Así, en el mes de noviembre del año 2011, los primeros 25 cm. del suelo fueron volteados durante el proceso de revegetación de las parcelas. Los resultados del análisis del CO mostraron que seis meses después de la reforestación del suelo, se registró una reducción en el CO en los primeros 0-10 cm. de profundidad para los suelos que no habían sido enmendados. Así, cuando se comparaban los valores de los suelos reforestados y no enmendados respecto a la condición natural, las medias de los valores encontradas para el CO fueron de 3,2 y 4,6 %, respectivamente. Esto parecía ser indicativo de una ligera disminución en el CO para los primeros centímetros debido a la actuación forestal.

En similares condiciones eco-geomorfológicas, estudios previos determinaron que la adición de enmiendas al suelo constituía una estrategia de gestión efectiva para combatir el agotamiento del CO (Wright and Hons, 2005; Bulluck et al., 2002; Lee et al., 2004; Heras et al., 2005; Adekalu et al., 2007; Mulumba and Lal, 2008). Los resultados de este estudio, en relación a lo expuesto anteriormente, sugieren que la adición de enmiendas ayudaba a mantener estable el CO para los 10 primeros cm. del suelo en los meses iniciales después del tratamiento forestal. De este modo, en términos generales, el efecto inicial de las enmiendas en el suelo fue positivo. Así, el CO había aumentado una media de 1,2%, 1,3% y 1,4% para los conjuntos estiércol y polímeros, lodos y paja/poda, respecto al control, a los seis meses de ejecutar la propuesta. Sin embargo, cuando atendíamos al efecto individual ejercido por cada una de las enmiendas, no se encontraron diferencias entre las mismas. La explicación a este hecho fue la baja tasa de mineralización inicial de las enmiendas debido a tres factores principalmente: i) el alto contenido de sustancias resinosas y de lignina de los compuestos utilizados; ii) el inexistente grado de compostaje de las enmiendas previo a su aplicación; y, iii) las dosis aplicadas, consideradas como medias-altas según la bibliografía consultada (Albiach et al., 2001; Jordán et al., 2010; González-Ubierna et al. 2012)

Respecto a la primera premisa, “*elevado contenido en sustancias resinosas y lignina de los compuestos utilizados*”, varias investigaciones en el área de microbiología de suelo han demostrado que las transformaciones de los restos frescos se realizan por una compleja asociación de microorganismos (Sarkanen K., et al 1971; Prisen et al., 2010). Así se ha verificado que al principio, se desarrollan preferentemente grupos de bacterias no esporógenas que utilizan materiales orgánicos más asequibles, mono y disacáridos, aminoácidos, proteínas, etc. (Yazán-Rozero, 2013). Posteriormente, esas bacterias comienzan a ser sustituidas por otras, de tipo esporógenas, las cuales pueden aprovechar compuestos más complejos como la celulosa (Martinez-Cámara et al., 2011). Hacia el final del proceso, se observaba un abundante desarrollo de los actinomicetes, los cuales son capaces no solo de aprovechar los compuestos estables de los restos frescos, sino también las sustancias húmicas recién formadas (Martinez-Cámara et al., 2011). Por otro lado, en trabajos en los que se estudió la composición química de restos vegetales, durante el proceso de descomposición de los mismos en el suelo, se pudo comprobar que el almidón es el constituyente que desaparece primero junto con la celulosa, así como pequeñas pérdidas de hemicelulosa y proteínas (Valenzuela et al., 2001; Sargadoy y Mandolesi., 2004). Es así que se puede establecer una correlación, con mayor o menor susceptibilidad, de las sustancias a ser descompuestas y la velocidad con la que se realiza el proceso. Los restos vegetales con mayor contenido en lignina o ceras y menor en proteínas, se descomponen en menor proporción y dicha descomposición es más lenta (Sarkanen et al., 1971). Este es el caso de las enmiendas seleccionadas para el estudio. La madera de pino y los residuos de

paja contienen un elevado contenido en ceras (Duryea et al., 1999; McTiernan et al., 2003). Sin embargo, el estiércol de rumiantes o la fracción orgánica de los lodos de depuradora son ricos en lignina y celulosa (Hang., 1991; Jesen., 2009). En esta línea, se han dirigido los resultados de Tejeda y González (2003) para suelos enmendados con un compost de algodón de ginebra machacado. Así, lo describió también González-Ubierna et al. (2012), quienes estudiaron los cambios en el CO en los primeros meses tras la adición de tres tipos de compost orgánicos. En nuestro estudio, no se encontraron diferencias entre los tratamientos para el primer año de estudio, hecho que se ha atribuido al alto contenido en lignina de las enmiendas según la bibliografía consultada (Hang., 1991; Duryea et al., 2003; McTiernan et al., 2003; Jesen., 2009).

En relación a la segunda premisa, “*inexistente grado de compostaje de las enmiendas añadidas*”, cabe decir que previo a la aplicación de las mismas en el mes de mayo del año 2011, ninguna de las enmiendas seleccionadas había sufrido proceso de compostaje alguno. Este hecho ralentizó la tasa de mineralización de las mismas en el suelo y sus efectos sobre el CO tardaron más tiempo en hacerse patentes. La lignina y sus productos de degradación son considerados como los principales precursores de la fracción orgánica que forma las sustancias húmicas (García-Gomez et al., 2005). Según un estudio basado en la velocidad de mineralización de enmiendas con diferentes grados de compostaje (García-Gomez et al., 2005), se demostró que en los compost maduros, con mayor grado de compostaje, el contenido de ácidos húmicos era mayor que en los compost inmaduros, lo que aumentaba la tasa mineralización de los mismo una vez aplicados.

La tercera premisa considerada “*dosis de aplicación seleccionadas*”, se basa en que las dosis de aplicación seleccionadas para este estudio están consideradas por otros autores como medias-altas (10 Mg ha^{-1}). Según lo descrito por Jordán et al. (2010), cuanto menor es la dosis de aplicación de una enmienda, mayor es la tasa de mineralización de la misma. Es decir, más rápido se mostrarán sus efectos sobre el CO. Así, para un área cultivada en el suroeste de España, ese autor y sus colaboradores encontraron que las tasas de mineralización para un mulch de paja fueron mayores cuando este se aplicó a dosis bajas ($3\text{-}5 \text{ Mg ha}^{-1}$), que cuando fue aplicado a dosis altas ($10\text{-}15 \text{ Mg ha}^{-1}$) para 24 meses de ensayo. En el estudio, también se demostraba un incremento en el ratio C/N cuando el mulch fue aplicado a dosis mayores (10 Mg ha^{-1}) y afirmaban, que esto era debido a un incremento en la cantidad de materia orgánica estable. Resultados similares, se han descrito por Albiach et al. (2001) para suelos enmendados con lodos de depuradora. Ellos sugirieron que la acumulación de materia orgánica en el suelo después de la adición de los lodos, decrecía proporcionalmente con el aumento de las dosis aplicadas. En esta línea, nuestros resultados mostraban que, debido a las bajas tasas de mineralización, no se producían diferencias significativas entre el control y los tratamientos durante los primeros dos años tras la adición de los

mismos (Hueso-González et al., 2014a). Así, pasados 30 meses tras la adición de las enmiendas, se empezaron a mostrar los primeros efectos de las mismas en el CO. Sin embargo, pese a que no se encontraron grandes diferencias entre el CO de los suelos enmendados para los primeros 18 meses del estudio, hemos de decir, que en términos generales, el CO era ligeramente superior cuando la reforestación se reforzó con enmienda (Hueso-González et al., 2014a). Finalmente, fueron los suelos tratados con mulch de paja y poda los que mayor incremento registraron al final del periodo de estudio.

Por otro lado, se ha demostrado para condiciones mediterráneas que la dinámica del carbono orgánico (CO) es particularmente sensible a los cambios estacionales, ya que estos afectan de una forma directa a la temperatura y la humedad del suelo (Casals et al, 2000; Eaton et al., 2008; Novara et al., 2011). Independientemente del manejo, el CO manifestó una variabilidad intra-anual que fue coincidente con las estaciones secas y húmedas mediterráneas. Así se observaba siempre un incremento de los valores de CO al final de la estación húmeda, mientras que para la estación seca siempre decrecían. Una tendencia similar había sido descrita en estudios previos para suelos no enmendados, campos abandonados y pastizales bajo condiciones semiáridas (Cerdá 1998; Verheijen and Cammeraat, 2007; Ruiz-Sinoga y Romero-Díaz, 2010; Bodí et al., 2013, Gabarron-Galote et al., 2013). Esta variación intra-anual, que es típica de climas mediterráneos, sí ha sido ampliamente descrita en suelos naturales. Sin embargo, para suelos enmendados, aún no está claramente establecida. De acuerdo a lo descrito por Ruiz-Sinoga y Martínez-Murillo (2009) para campos abandonados con suelos no enmendados, durante la estación seca mediterránea la respuesta del sistema eco-geomorfológico tiende a la homogeneización, en especial el CO del suelo. En relación con esto, las elevadas temperaturas registradas en el verano, con un máximo de 39 °C en agosto del 2012, pudieron producir un aumento sustancial de la mineralización de la fracción lábil de la materia orgánica. Ello se traduciría en un decrecimiento en los valores de CO. Este decrecimiento se registró tanto para los suelos no enmendados como para los enmendados (mulch de paja y poda, lodos, estiércol y polímeros). Además, se observó para los dos muestreos de otoño que eran coincidentes con el final de la estación seca mediterránea. La lluvia acumulada durante el periodo seco 2012 y 2013 fue de 1,6 mm y 0,8 mm, respectivamente. Esta ausencia de agua en la matriz del suelo se tradujo en un decrecimiento de la biomasa y la cubierta vegetal, que a su vez redujeron la cantidad aportada de CO al suelo. Esto pudo desencadenar un empobrecimiento del mismo, independiente del manejo (Hueso-González et al., 2014a). En la línea de nuestros resultados, se encuentran los estudios llevados a cabo en suelo no enmendados por Barthès et al. (2000), Casals et al. (2000), Ruiz-Sinoga y Romero-Díaz (2010) y, Ruiz-Sinoga et al. (2012).

En relación a lo expuesto, se han interpretado de forma similar los resultados obtenidos en otros estudios para suelos enmendados. En este sentido, las variaciones temporales para el CO obtenidas han sido interpretadas atendiendo a la variabilidad mediterránea (Marinari et al., 2006; Garcia-Orenes et al., 2009; Ferreras et al., 2006; Madejón et al., 2007). Uno de los objetivos era comprobar que la variación intra-anual descrita para los suelos enmendados de nuestro estudio no formaban parte de un patrón aislado y así, poder hablar de una tendencia genérica. De esta forma, cuando analizamos los datos, nuestros máximos habían coincidido con los de los autores mencionados arriba para la estación húmeda. Por el contrario, al final de la estación seca mediterránea, estos estudios mostraban un decrecimiento en los valores similar al descrito en esta investigación. Al contrario que los autores mencionados, hemos reconocido en estos estudios cierta variabilidad temporal del CO debido la estacionalidad climática mediterránea. Concretamente, Marinari et al. (2006) encontraron un incremento significativo en el contenido de carbono para la biomasa microbiana 9 meses después de la aplicación de una enmienda orgánica para un suelo agrícola en Italia, pero no encontró diferencias significativas a los 14 meses. Las fechas de muestreo coincidían con el final de la estación húmeda y seca mediterránea, respectivamente. García-Orenes et al. (2009) informaron sobre un incremento en el CO para la primavera del año 2005, coincidiendo con 16 meses después de la adición de una enmienda orgánica. Ferreras et al. (2006) habían demostrado que la aplicación continuada de lodos a un suelo agrícola, generaba una reducción en la cantidad de CO₂ producido desde agosto hasta noviembre 2012. Así, según lo expuesto, podríamos confirmar que la condición climática local y el momento del año en el que se muestrea el suelo deben ser tenidos en consideración a la hora de interpretar los efectos, a largo plazo, de una enmienda en el suelo (Hueso-González et al., 2014a).

A modo de síntesis de este apartado, uno de los objetivos de la adición de las enmiendas orgánicas en esta investigación fue mejorar la calidad del suelo para aumentar las probabilidades de éxito de la vegetación reforestada. En términos generales, se observó una disminución inicial en el CO cuando la revegetación se llevó a cabo en condiciones de suelo sin enmendar. Sin embargo, aunque los tratamientos de paja, poda, polímeros, lodos y estiércol ayudaron a mantener los niveles de CO durante los seis primeros meses después del volteo del terreno, se registró una marcada reducción de este a lo largo del período de estudio. Únicamente, los suelos enmendados con paja y poda registraron un ligero aumento en el CO, 24 meses después de la reforestación. Interpretamos que ninguno de los tratamientos causó a medio o corto plazo una mejora significativa en la calidad del suelo. Además, estos resultados muestran que los suelos forestales, con o sin enmiendas orgánica, respondían de manera similar a los cambios estacionales. En consecuencia, afirmamos que debe tenerse en consideración la fecha de muestreo para interpretar de una forma adecuada los efectos a largo plazo de las enmiendas del suelo, puesto que con independencia del tiempo de

exposición, cuando las muestras se tomasen al final de la estación húmeda, los valores del CO serán superiores a los encontrados para la estación seca debido a la predominancia de los procesos de humificación frente a los de mineralización.

1.1.2. Cambios introducidos la conductividad eléctrica

En un suelo forestal, la salinidad influye directamente en la viabilidad y crecimiento del plantón (Allakherdiez et al., 2000; Parida y Das, 2005). Allakherdiez et al. (2000) demostraron que las plantas desarrolladas sobre suelos salinos crecen más despacio y pueden desarrollar raquitismo. Además, esta propiedad ha demostrado ser variable y sensible a los cambios de manejo (Shazana et al., 2013; Srinivasarao et al., 2013). En esta línea, nuestros resultados mostraban como seis meses después de la reforestación, se producía un descenso en la conductividad eléctrica (CE) para los suelos control. Este descenso fue atribuido al volteo del suelo, a 25 cm. de profundidad, durante el proceso de revegetación de las parcelas (Hueso-González et al., 2014a).

Algunos autores han demostrado que el uso de enmiendas puede introducir cambios en la salinidad que de forma natural presenta un suelo (Ferrerías et al., 2006; Guang-Ming et al., 2006; Li et al., 2007). Cuando atendíamos a nuestros resultados, después de la adición de las enmiendas en ninguno de los casos se observó una salinidad superior a $2.000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Esto se hizo patente durante los 24 meses de estudio. No obstante, en este marco de esta escasa salinidad (Marañez et al., 1994), seis meses después de la reforestación, se encontraron variaciones en la CE para los tratamientos mulch de paja, mulch de astillas de poda y polímeros, respecto a los suelos no enmendados. Este aumento en la CE coincidió con el fin de la estación húmeda mediterránea. En esta línea, Bastida et al. (2007) describieron incrementos en la CE después de la aplicación de ciertos compuestos orgánicos a un suelo agrícola. Estos incrementos están fundamentados en la adicción extra de sales solubles al suelo procedentes de las enmiendas. Valores similares a los encontrados en nuestro estudio, han sido descrito para las dosis de aplicación de 20 y 40 Mg ha^{-1} (Casado-Vela et al., 2007; Yilmaz y Alagöz, 2010; Morugán-Coronado et al., 2011). Además, estos autores afirmaban que los mayores cambios se daban durante los primeros meses tras la adición de la enmienda al suelo.

A medida que avanzó el tiempo de exposición de la enmienda en el suelo, los efectos en la CE se hacían menos evidentes. Cuando se analizaban los resultados doce meses después de la propuesta forestal, solo se encontraron diferencias significativas con el control para los tratamientos mulch de astillas de poda y lodos. Sin embargo, si atendemos al segundo año tras su aplicación, solo mantenían las diferencias los suelos enmendados con lodos de depuradora. Así, 24 meses después de la reforestación, la media de los valores de CE para los suelos tratados con lodos fue el doble que la

registrada en los suelos control ($1.328,7 \pm 152,76 \mu\text{S cm}^{-1}$ y $699,1 \pm 117,5 \mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente). Méndez et al. (2012) registraron un incremento similar ($1,124 \mu\text{S cm}^{-1}$) cuando aplicaron lodos de depuradora a suelos con textura franco-arenosa.

Por otro lado, en la misma línea a lo descrito para el CO, también se observó variación intra-anual para los valores de CE. Esta variación fue independiente del manejo, y aparecía con independencia de que el suelo fuese enmendado o no. Esto se debe a que durante la estación húmeda mediterránea, la lluvia y la lixiviación causan una disminución en los iones que contribuyen a la salinidad del suelo (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y, en ocasiones, NO_3^- ó K^+ , Franco-Otero et al., 2011; González-Ubierna et al., 2012). De manera inversa, la mineralización del carbono orgánico asociada a la escasez de precipitaciones y el aumento de las temperaturas durante la estación seca, produce la liberación iones que contribuirán al incremento de la CE en los dos muestreos de otoño (Guang-Ming et al., 2006).

En definitiva, pese que se produjo un incremento inicial en la CE por la adición de sales solubles procedentes de las enmiendas de paja, poda y polímeros, estas fueron disminuyendo conforme avanzó el tiempo de exposición de las mismas en el suelo. Así, al final del periodo de estudio, únicamente se mantenían las diferencias con el control en los suelos enmendados con lodos de depuradora. Cabe destacar que para ninguno de los tratamientos, el suelo presentó salinidad (Marañez et al., 1994), por tanto, la supervivencia de la vegetación reforestada no debía verse afectada a priori. Finalmente, con independencia del manejo, durante la estación húmeda mediterránea, la lluvia y la lixiviación de los iones, producían una disminución en la CE respecto a la estación seca mediterránea.

1.1.3. Cambios introducidos en el pH

Al igual que la salinidad, la acidez del suelo influye directamente en la supervivencia de los individuos reforestados (Parida y Das., 2005). De este modo, el pH afecta específicamente a la disponibilidad de los nutrientes de las plantas, mediante el control de las formas químicas de los mismos (Allakherdiez et al., 2000). Existen estudios que demostraron que el pH del suelo podía variar por la adición de enmiendas al mismo. Estos estudios, además, demostraron que las variaciones introducidas eran dependientes de la cantidad de enmienda utilizada (Gonzalez-Fernandez et al, 2003). Así, Méndez et al. (2012) y Bernal et al. (1992), indicaron diferencias significativas respecto a los suelos no enmendados, tras la aplicación de algunas enmiendas orgánicas a suelos agrícolas. En esta línea, nuestros resultados reflejaron que todos los tratamientos habían modificado ligeramente el pH respecto a los suelos control. Sin embargo, no consideramos las variaciones encontradas suficientes para poder

determinar el efecto directo de cada enmienda en el pH o para que la supervivencia de la vegetación se viese afectada (Hueso-González et al., 2014a).

Respecto a la variación intra-anual, el pH siempre fue superior al final de la estación seca. Del mismo modo, los valores decrecían al final de la húmeda. En la misma línea, Ruiz-Sinoga et al. (2012) encontraron a lo largo de un gradiente climático mediterráneo, pH mayores en los suelos más áridos y menores en los más húmedos. Al igual que lo descrito para la conductividad eléctrica, esta reducción se atribuyó a la lixiviación de los cationes durante la estación de lluvias, lo que producía un descenso en el pH de forma generalizada.

A modo de síntesis, podemos afirmar que los tratamientos no produjeron variaciones en la acidez del suelo. Así, tampoco se encontraron grandes diferencias con los suelos no enmendados. Sin embargo, el pH sí mostró una variación intra-anual, independientemente de que el suelo fuese enmendado o no. Cabe destacar que la tendencia mostrada fue menos clara que la descrita para el carbono orgánico o la conductividad eléctrica. Justificamos que esto es debido a las bajas diferencias encontradas entre los tratamientos para los 24 meses de estudio. En la línea de nuestros resultados están los resultados descritos por Antolín et al., (2005), quienes afirmaban que no habían encontrado diferencias significativas con los suelos control dos años después de la adición de ciertas enmiendas orgánicas a un suelo agrícola.

1.2. Efecto de las enmiendas sobre las propiedades físicas

Además de los beneficios encontrados sobre la fertilidad química de los suelos agrícolas, algunos estudios habían demostrado también efectos positivos, a corto-medio plazo, independientemente enmienda utilizada, sobre las propiedades físicas de los mismos (Roldan et al., 1996; Guerrero et al., 2001; Albiach et al., 2001; Caravaca et al., 2002). En el apartado que nos concierne, trataremos de discutir los efectos que el uso de enmiendas habían conllevado sobre la capacidad de agregación y la estructura del suelo forestal objeto de esta investigación.

1.2.1. Impacto de las enmiendas en la estabilidad de los agregados del suelo

Tal como otros autores habían descrito anteriormente, una reducción del contenido de agregados estables es indicativa de una pérdida de calidad en el suelo (Mataix-Solera et al. 2010). Cuando los suelos no se enmendaron, nuestros resultados reflejaban una disminución del porcentaje de agregados estables debido al volteo. A favor de ello, como se discutirá más adelante, esto se tradujo en un descenso en la tasa de infiltración y en el aumento de la escorrentía superficial y la erosión, especialmente, durante los primeros meses tras la reforestación, con un periodo sin o con escasa

cubierta vegetal, redundando negativamente en la estructura del suelo (Certini, 2005; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). En este punto, cabe decir que otros estudios han descrito para suelos agrícolas que el uso de enmiendas podría constituir una manera eficaz de fomentar los procesos de agregación de un suelo (Albiach et al., 2001; Roldan et al., 2001; Ferreras et al., 2006).

Nuestros resultados muestran, para los suelos enmendados, que durante los primeros meses tras la reforestación, el contenido de agregados estables aumentó con independencia del tratamiento aplicado. Específicamente, las diferencias se dieron en la fracción correspondiente a los macro-agregados. De este modo, no se encontraron diferencias con el control, en aquellas fracciones inferiores y representativas de los micro-agregados. Los mayores incrementos en el porcentaje de macro-agregados estables se registraron en los suelos enmendados con un mulch de paja o astillas de poda y en los suelos tratados con lodos. Esto está en consonancia con lo expuesto para la materia orgánica, donde fueron los conjuntos de paja, poda y lodos, los que mayores incrementos registraron. En la misma línea de nuestros resultados, Benedicto-Valdés et al. (2005) describieron un aumento de los macro-agregados, así como del espacio poroso, en los primeros en los 18 primeros meses, tras la adición de dos tipos de residuos vegetales. Sin embargo, no encontraron diferencias en el contenido de micro-agregados estables. Estos autores lo justificaron por una menor cantidad de carbono, asociada a la fracción de micro-agregados.

En la formación de los macro-agregados intervienen en mayor medida la acción de las raíces de las plantas, microorganismos, especialmente los hongos y, en general, componentes orgánicos del suelos como los carbohidratos, que se comportan como agentes cementantes (Benito y Díaz-Fierros, 1996; Lax y García-Orenes, 1993). Esto guarda relación con lo expuesto en el apartado del carbono orgánico, relativo a la descomposición de las enmiendas, pese a que podríamos afirmar que el grado de descomposición de las enmiendas fue bajo en nuestras parcelas experimentales. Según Lax y García-Orenes (1993) los primeros compuestos en liberarse durante el proceso de descomposición son los carbohidratos, es decir, los compuestos mono y disacáridos. Esto es así por su facilidad de la polimerización. En este sentido, cabe decir que los carbo-hidratos conforman los agentes cementantes de los macro-agregados, tal como otros autores habían descrito previamente (Mataix-Solera et al., 2010). Así, en los primeros meses tras la adición de las enmiendas, en base a la bibliografía consultada (Lax y García-Orenes, 1993; Mataix-Solera et al., 2010) debía existir mayor cantidad de agentes cementantes disponibles y, por tanto, mayor cantidad de macro-agregados pudieron formarse.

A lo descrito anteriormente hay que añadir que las parcelas enmendadas con lodos habían desarrollado una cubierta vegetal de herbáceas del 100%, lo que se traduce

en un aumento de la proporción de raíces en el perfil respecto a los suelos no enmendados. En esta línea, los suelos enmendados con paja y poda, también habían sufrido un incremento de la superficie de suelo cubierto por vegetación y, consecuentemente, del porcentaje de raíces en el perfil. Esto podría haber favorecido la liberación de los agentes cementantes y por tanto, provocaba un aumento del porcentaje de macro-agregados estables. Sin embargo, los tratamientos de polímeros y estiércol presentaron un grado de recubrimiento menor. Esto se traduciría en menor cantidad de agentes cementantes disponibles y por consiguiente en una menor proporción de macro-agregados estables (Lax y García-Orenes, 1993).

Con independencia del tratamiento, ha sido al final de la estación húmeda mediterránea cuando se registraron un mayor porcentaje de macro-agregados estables. Esto coincide con la época donde las temperaturas son más bajas y existe más cantidad de agua disponible en la matriz del suelo, favoreciéndose por tanto los procesos de humificación, además de la cierta cohesión que da la presencia de agua en el sistema poroso del mismo (Ruiz-Sinoga y Martínez-Murillo, 2009).

A modo de síntesis, en relación a la agregación del suelo, podemos afirmar que tras la propuesta forestal, por la rotura de la estructura pre-existente, el volteo del suelo implicó una disminución del porcentaje de agregados estables en los suelos no enmendados. Al contrario, en los suelos enmendados con paja, poda y lodos, se incrementó la formación de macro-agregados estables. Este hecho lo hemos atribuido a dos causas, que fundamentalmente son: i) la liberación de carbohidratos en la primera etapa de descomposición de las enmiendas y; ii) el desarrollo de la cubierta vegetal protectora. Finalmente, registramos una notable variabilidad intra-anual en los valores que se asocian con el comienzo y fin de la estación húmeda mediterránea.

1.2.2 Impacto de las enmiendas en la estructura del suelo

Durante el proceso de restauración de la cubierta vegetal, la supervivencia del brinjal está directamente condicionada por el tipo de espacio poroso del suelo donde se desarrolle, concretamente con la macroporosidad (Cerdeira, 1997). Esto es que la distribución que presenten los poros y el tamaño de los mismos, condiciona la proporción aire-agua-suelo presente en el perfil y por tanto, la cantidad de agua y nutrientes disponibles para la vegetación (Mintengui y López-Unzu, 1990; Díaz-Romero et al., 2009). De este modo, cualquier modificación en la estructura natural del suelo afectará en gran medida a la morfología del espacio poroso y consecuentemente, a los procesos de infiltración y los mecanismos de generación de escorrentía y sedimentos (Ellises et al., 1993 y 2003). Según definió Horn (1976 y 1995) las modificaciones en la estructura del suelo son dependientes del manejo que se aplique al mismo. En esta línea, existen algunos estudios que afirmaban que el uso de enmiendas en suelos

agrícolas podía conllevar un efecto positivo sobre la estructura por su incidencia en la macroporosidad (Wallace., 1994).

En la figura 5.2 se presentan los perfiles de suelo para los seis tratamientos objeto de este estudio. Sin embargo, antes de analizar los cambios introducidos en la estructura, 24 meses después de la adición de las enmiendas al suelo (mayo-2013), es necesario recordar que todas las enmiendas se aplicaron directamente sobre la superficie y que la dosis seleccionada fue común en todas ellas, 10 Mg ha^{-1} . Además, en el mes de noviembre del año 2011, durante el proceso de reforestación de las parcelas se produjo el volteo del suelo a 25 cm. de profundidad para la inserción de los plantones. Esto había conllevado la modificación de la estructura pre-existente del suelo en todos los conjuntos, incluido el conjunto control. Así se había descrito para el porcentaje de macro-agregados estables, tal como se discutió anteriormente. En esta línea están los resultados de Serrada (2000) quien demostró para condiciones semiáridas, durante el proceso de repoblación de un ambiente forestal mediterráneo, una alteración de la estructura del suelo que fue causante de las bajas tasas de supervivencia encontradas para los brinzales repoblados.

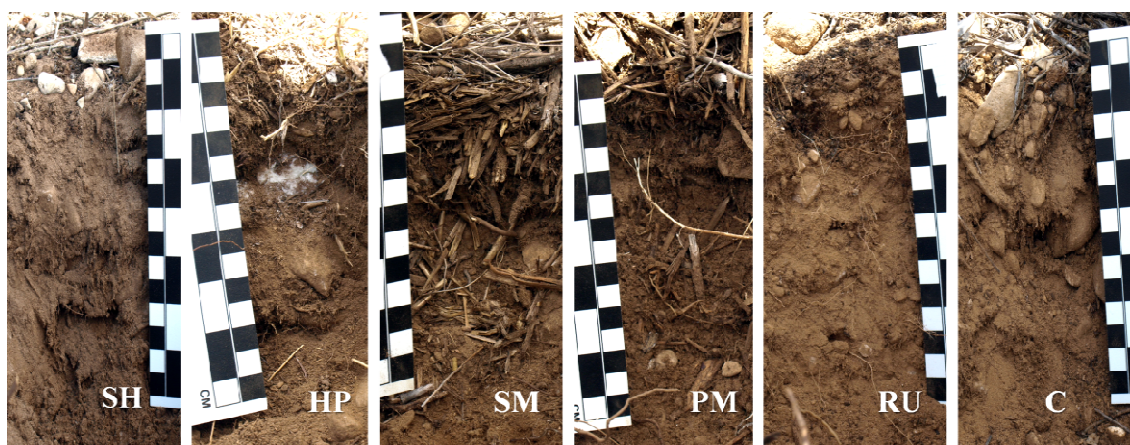


Figura 5.2. Perfiles de suelo para los seis tratamientos aplicados. Donde: SH, estiércol; HP, polímeros hidroabsorbentes; PM, mulch de poda; SM, mulch de paja RU, lodo de depuradora; C, control. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm. Fuente: Elaboración propia.

Tras el análisis de visus del perfil, a fin de determinar posibles modificaciones en la estructura del suelo, nuestros resultados muestran como la adición de enmiendas únicamente había implicado cambios físicos sobre el perfil para los tratamientos mulch de paja, mulch de poda y lodos (Fig. 5.2). Así, en los suelos enmendados con mulch de paja o mulch de astillas de poda, el binomio enmienda-suelo había favorecido la formación del espacio poroso en forma de macroporos o grietas, que eran debidas al contacto directo entre el residuo orgánico con el suelo (Fig. 5.3). Además, las bajas

tasas de mineralización descritas para las enmiendas paja y poda, que habían ralentizado los procesos de descomposición de la enmienda en el suelo, aumentaba el tiempo de contacto del binomio y, por tanto, los macrocanales o macroporos se hicieron visibles a lo largo de todo el periodo de estudio. En otras palabras, en los suelos forestales el complejo enmienda-suelo a las dosis de 10 Mg ha^{-1} será, como mínimo, de 32 meses tras su adición al suelo. Como veremos posteriormente, estos macrocanales conllevaron importantes implicaciones en la hidrodinámica del sistema (Hueso-González et al., 2014b).

Respecto a las parcelas enmendadas con lodos, podemos afirmar que también se observaron la aparición de ciertos canales o macroporos en el perfil, esto fue concretamente para las profundidades 1-10 cm. Este hecho se explica por el tipo de cubierta vegetal desarrollada sobre este conjunto. Así, las parcelas enmendadas con lodos habían favorecido el crecimiento de una planta anual, *Carlina hispanica* Lam., que durante todo el periodo de estudio cubrió el 100% de la superficie en las dos réplicas. El sistema radicular de esta planta es de tipo rizomatoso y además, se sitúa entre los 1-10 cm. del perfil (Fig. 5.4). Estos rizomas crecen indefinidamente y, aunque con el curso de los años mueren las partes más viejas, cada año aparecen nuevos brotes, pudiendo de este modo cubrir grandes áreas del terreno (Wahrmund et al., 2010). Así, esta vegetación favorecía la apertura de huecos, vías preferenciales, en el perfil por la presencia que suponen sus sistemas radicales, los cuales a su vez ayudaban al suelo a no disgregarse, tal como se ha corroborado con los datos de macroagregados en el capítulo anterior. Todo esto redundaba nuevamente en la capacidad de infiltración del suelo constituyendo un fenómeno de retroalimentación sistémica (Hueso-González et al., 2014b). Resultados similares fueron expuestos por Cuevas et al. (2006) para suelos agrícolas que fueron tratados con lodos a las dosis de 20 Mg h^{-1} .



Figura. 5.3. Perfiles de suelo para los suelos enmendados con mulch. Donde: PM, mulch de poda; SM, mulch de paja. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm. Fuente: Elaboración propia.



Figura. 5.4. Perfil de suelo para el conjunto tratado con lodo de depuradora en el mes de mayo del año 2013. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm. Fuente: Elaboración propia.

2. IMPACTO DE LAS ENMIENDAS EN LA CUBIERTA VEGETAL REFORESTADA

Son numerosos los autores que pusieron de manifiesto el efecto positivo de la vegetación en la conservación del suelo (Thornes, 1990; Castillo et al., 1997; Cerdá, 2001). Es por ello que en esta investigación consideramos la recuperación de la cubierta vegetal, mediante reforestación, como una de las técnicas disponibles para mitigar y revertir los efectos de la desertificación en las zonas mediterráneas ecotónicas (Vallejo et al., 2000; Le Houéron, 2000; Reynolds, 2001). Sin embargo, el estado de la vegetación está directamente relacionado con la calidad del suelo que lo sostiene (Whisenant et al., 1995). Algunos estudios demostraron, para condiciones semiáridas, que la escasez de recursos constituye un factor limitante para el desarrollo de las plántulas (Whisenant et al., 1999). En este sentido, otros autores han afirmado que la restauración de los ambientes semiáridos degradados puede ser iniciada utilizando técnicas que concentren aquellos recursos que más van a limitar el desarrollo de las plantas, como el agua y los nutrientes, y mejoren las adversas condiciones ambientales asociadas a estas zonas (Ludwing y Tongway, 1996; Tongway y Ludwing, 1996; Shachak et al., 1998). Así, Ros et al. (2002) demostraron para un suelo agrícola en Murcia (España), que la adición de cierto tipo de enmiendas al suelo favorecía el desarrollo de la cubierta vegetal respecto a los suelos no enmendados.

Nuestros resultados han puesto de manifiesto que en suelos no enmendados, debido al régimen de precipitaciones registrado en el periodo de estudio, con lluvias escasas y torrenciales y un prolongado tiempo entre evento y evento o rachas secas, el establecimiento de una cubierta vegetal fue más limitado. Además, en estos suelos control, la cantidad de agua disponible a lo largo del año hidrológico fue menor que en los

suelos enmendados, por ejemplo, con paja, poda, lodos y polímeros. El que los suelos se hallasen en la zona de agua no aprovechable por las plantas durante cuatro meses al año, justificó el alto porcentaje de marras encontrado para la vegetación reforestada en los suelos control, puesto que estos meses además, coincidían con la época donde la evapotranspiración era mayor y, por tanto, la vegetación estuvo sometida a un mayor estrés hídrico.

Según manifestó Thornes (1990), todo esto reduce la actividad microbiana del suelo (Thornes, 1985), lo que a su vez se traduce en una disminución del contenido de materia orgánica. Así también había descrito previamente por Lavee et al. (1998). A medio plazo, la consecuencia fue que el tamaño de los agregados y su estabilidad decrecieron y por tanto, los suelos presentaron peor estructura (Reid y Gross, 1981; Tisdall y Oades, 1982; Rengasamy y Olson, 1991). En un suelo mal estructurado, la capacidad para contener agua útil es menor, así como la permeabilidad, mientras que por el contrario, la formación de encostramientos superficiales aumenta (Farres et al., 1978). La conjunción de estos tres procesos dio lugar a un descenso de la capacidad de infiltración del suelo (Dunne et al., 1991; Lavee et al., 1991). Por consiguiente, el agua disponible para las raíces fue menor y los procesos de escorrentía y erosión se vieron favorecidos (Imeson, 1986; Kirkby, 1987, Thornes, 1990). Es por esto, por lo que tras dos años desde la reforestación, predominaban en la parcela las formaciones abiertas en las que se alternaban manchas de vegetación dispuestas en una matriz de suelo desnudo. Resultados similares habían sido descritos para condiciones semiáridas por Puigdefabregas (1996a; 1996b). Junto a la cobertura discontinua, las áreas sin vegetación presentaron una notable variación en las propiedades y elementos superficiales. Así este mosaico superficial, condicionó la dinámica de los flujos de agua y de nutrientes, procesos ya descritos en otros estudios para condiciones mediterráneas (West, 1990; Poesen y Lavee, 1994 y Burk et al. 2000). La disminución en los flujos de agua y la entrada de nutrientes redirige de nuevo el proceso al inicio de la descripción del ciclo, es decir, a la vegetación, ya que se reduce el agua disponible para favorecer la presencia de esta en el sistema. Es por esto que el éxito de la actuación forestal en los suelos control haya sido menor que en los enmendados. Así, al final del periodo de estudio, fue este conjunto el tratamiento que mayor porcentaje de suelo desnudo presentaba. Relativo a las especies reforestadas únicamente 4 de las 8 especies introducidas en esta parcela control presentaron un porcentaje de supervivencia superior al 50%, con porte y densidad considerablemente inferior al del resto de tratamientos, excepto para los suelos enmendados con estiércol.

Teniendo en cuenta que el condicionante climático, de precipitaciones y temperatura, fue el mismo para todo el área experimental, hemos detectado dos comportamientos totalmente opuestos en función de la enmienda aplicada al suelo. Así,

cuando se comparan los porcentajes de cubierta desarrollada con los suelos control, se observan dos patrones diferentes:

- i) suelos enmendados en los que el periodo de tiempo con agua útil para la planta era mayor
- ii) suelos enmendados en los que el periodo de tiempo con agua útil para la planta era menor

Nuestros resultados mostraron que la adición al suelo de lodos, polímeros y mulch de paja o de poda incrementó el número de meses con agua útil en el suelo, pudiendo esta ser aprovechada por las plantas. Esto se tradujo en que el éxito de la actuación forestal en los suelos tratados con paja, poda y polímeros fuese mayor que en los suelos no enmendados. Respecto a los suelos tratados con lodos, la respuesta forestal merece un matiz diferente. En este tratamiento, pese a que el 100% de la superficie de la parcela apareció cubierta por vegetación, la vegetación presente fue la consecuencia directa de la aplicación de los lodos. Es decir, pese a que se había aplicado un plan de reforestación igual al del resto de las parcelas de suelos enmendados, la vegetación desarrollada fue un pastizal nitrófilo. En esta línea, Guerrero et al. (2007) describieron un incremento en el contenido de amonio y nitritos del suelo, al producirse un bloqueo en los procesos de nitrificación, tras la adición de lodos de depuradora a un suelo agrícola. Estos autores justifican el aumento por el incremento de sales en el suelo, consecuencia del lavado de la enmienda, que había reducido el volumen de bacterias nitrificantes al ser muy sensibles a la presencia de sales. Por otro lado, en nuestra investigación, el desarrollo masivo de este pastizal nitrófilo, exógeno a las especies seleccionadas para la reforestación, provocó el estrangulamiento de estas debido a la competencia por los recursos de agua y nutrientes. Es por esto que al final del periodo de estudio, las tasas de supervivencia de las especies reforestadas en las parcelas con lodos, fuesen las menores de todos los tratamientos. Así, únicamente habían sobrevivido algunos individuos de las especies *Chamaerops humilis* L., *Lavandula stoechas* Lam. y *Thymus capitatus* L. Resultados similares a los descritos, fueron encontrados por Ojeda et al. (2003) para la aplicación de lodos de depuradora en suelos agrícolas.

Respecto al porte de las especies para los tratamientos de paja, poda y polímeros, los individuos desarrollados sobre los suelos enmendados con paja y poda mostraron un grado de desarrollo mayor. Justificamos este hecho porque en los suelos enmendados con polímeros, el agua útil disponible para las plantas fue menor que en los suelos enmendados con paja y poda. Es decir, al añadir mulch a la superficie del suelo conseguíamos incrementar la rugosidad superficial. Nuestros resultados demuestran que el mulch en superficie ejerce un efecto similar a lo descrito por Calvo et al. (2003) y Gabarrón-Galeote et al. (2013) para la hojarasca. Este hecho, justificó la caída en la

producción de escorrentía. El incremento de la rugosidad favorece los procesos de infiltración del agua de lluvia y por tanto, reduce las pérdidas de agua por escorrentía superficial. Además, varios días después del evento de precipitación el contenido de humedad del suelo se mantenía más o menos constante. Ello podría deberse a la disminución de los procesos de evapotranspiración del suelo por el efecto protector de la cubierta de mulch (Adekalu et al., 2007; Jordán et al., 2010). Sin embargo, pese a que utilizamos dos tipos de residuos vegetales diferentes, no podemos establecer diferencias entre los tratamientos paja y poda, puesto que los porcentajes de supervivencia fueron similares y el grado de desarrollo de la vegetación reforestada también. A continuación, a modo de ejemplo, mostramos algunas imágenes del estado y grado de desarrollo de algunas especies para los tratamientos paja, poda y polímeros (Fig. 5.5).

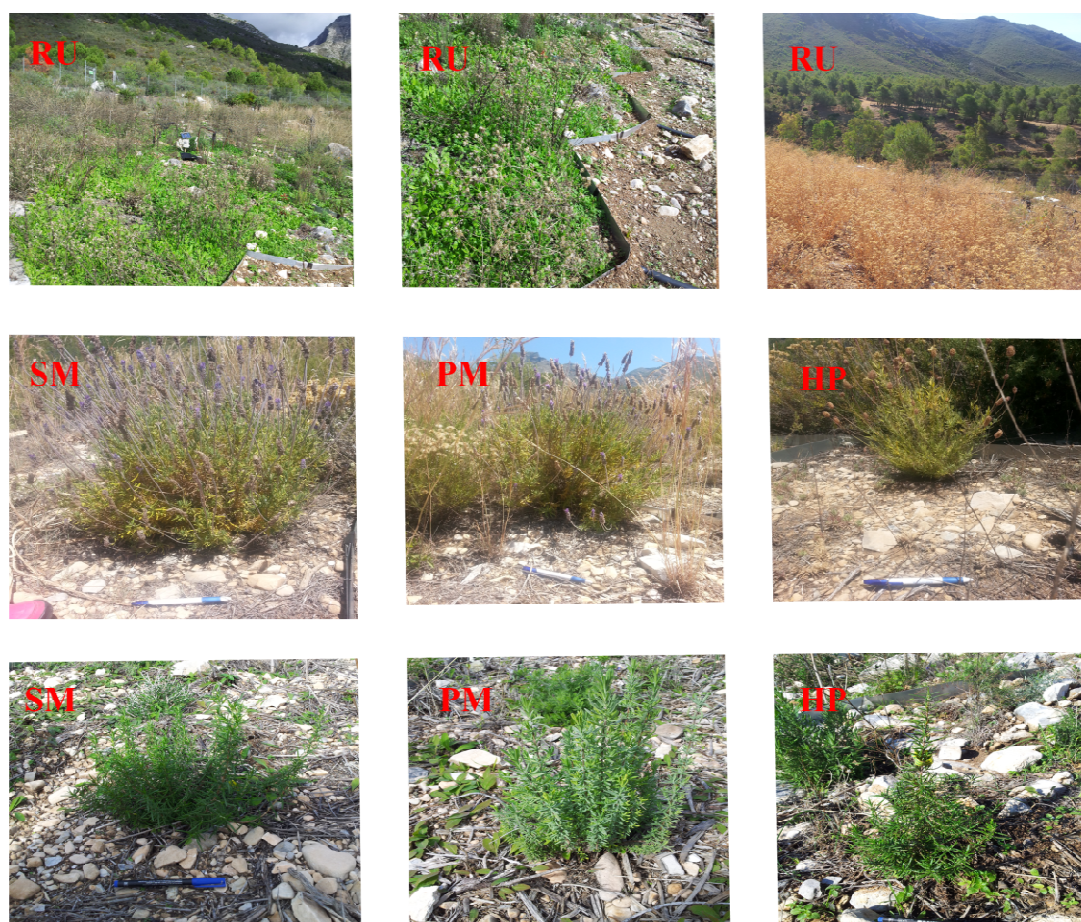


Figura. 5.5. Serie fotográfica para el estado de la vegetación en los tratamientos mulch de paja; mulch de poda, polímeros hidroabsorbentes y lodos. De arriba abajo: superficie de las parcelas enmendada con lodos para los meses enero del año 2012 y septiembre del año 2012; Individuos de *Lavandula multifida* Lam. en el mes de mayo del año 2013; Individuos de *Rosmarinus officinalis* L. en el mes de mayo del año 2013. Donde: RU, lodo de depuradora; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de Aleppo pine; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia.

Respecto a las parcelas enmendadas con estiércol de origen vacuno, observamos que al contrario que lo descrito para los tratamientos paja, poda, polímeros y lodos. En las parcelas enmendadas con estiércol disminuyó el periodo en el que el suelo tenía agua útil para las plantas. Concretamente, el suelo estuvo por debajo del punto de marchitez durante seis meses al año. Respecto al resto de enmiendas, la consecuencia directa fue que el tamaño de los agregados y su estabilidad también fueron menores y, por tanto, el suelo presentó peor estructura. Este periodo de déficit de agua, entre abril y agosto, coincidía con los meses donde mayor evapotranspiración y temperatura se midió, así la evaporación del agua del suelo también sería mayor. Bajo estas condiciones la vegetación se vio sometida a mayor estrés hídrico. En consecuencia, las tasas de supervivencia para la vegetación reforestada fueron menores que para el resto de enmiendas. Respecto a las diferencias con la vegetación reforestada en el control, para la mayoría de las especies vegetales plantadas, no se encontró diferencias ni en la longitud del brote apical ni en el desarrollo de la copa (Fig. 5.6). Por último, al igual que en la parcela control, tras dos años desde la reforestación, predominaban en la parcela una cubierta vegetal de baja densidad en las que se alternaban manchas de vegetación dispuestas en una matriz de suelo desnudo. Además, de modo local, en las áreas sin vegetación se observó el desarrollo de costras físicas. La consecuencia directa fue un descenso de la capacidad de infiltración del suelo, por lo que los procesos de escorrentía se vieron favorecidos también como se discutirá más adelante.



Figura. 5.6. Serie fotográfica para el estado de la vegetación las parcelas enmendadas con estiércol de origen vacuno para mayo del año 2013. Arriba izquierda, individuo de *Rhamnus oleoides* L.; Arriba derecha; individuo de *Thymus capitatus* L.; Abajo izquierda, individuo de *Rosmarinus officinalis* L.; Abajo derecha, individuo de *Lavandula stoechas* Lam. Fuente: Elaboración propia.

A modo de síntesis, uno de los objetivos de la adición de enmiendas al suelo fue la mejora en la probabilidad de éxito para la restauración de la cubierta vegetal. Desde el punto de vista de la gestión forestal, cuando la plantación se acompañó con un mulch de paja, un mulch de poda o con polímeros hidroabsorbentes, el porcentaje de éxito de la reforestación fue mayor que en los suelos que no se enmendaron. Tampoco los suelos enmendados con estiércol de origen vacuno mostraron mejoría en las tasas de supervivencia respecto al control. Finalmente, pese a que los suelos enmendados con lodos de depuradora habían incrementado el porcentaje de cubierta vegetal respecto al control, específicamente, la vegetación desarrollada fue ajena a la reforestada.

3. IMPACTO DE LAS ENMIENDAS EN LA HIDRODINÁMICA DE LAS PARCELAS

Atendiendo a la bibliografía previa, existente para suelos agrícolas, algunos autores demostraron que el uso de enmiendas tras un periodo de una cosecha intensa, protegía la superficie del suelo contra las fuerzas erosivas de la lluvia, consiguiendo disminuir la escorrentía superficial y, por tanto, la erosión y pérdida de suelo (Smets et al, 2008; Bark et al, 2012; Gholami et al, 2012). Otros apuntan que la adición de compuestos orgánicos al suelo, incrementa su rugosidad superficial y disminuye la velocidad del flujo superficial (Jordán et al., 2010). Del mismo modo, existen estudios que afirman que la adición al suelo de polímeros, a distintas dosis, impide el desarrollo de costras superficiales, lo que produce la disminución de las tasas de escorrentía y erosión al favorecer los procesos de infiltración (Ben-Hur y Keren, 1997; Flanagan et al, 1997a, b; Yu et al, 2003; Abrol et al, 2013).

En esta línea, existen numerosas investigaciones donde se pone de manifiesto la efectividad de diferentes enmiendas como métodos de control frente a las pérdidas de suelo en zonas agrícolas (Edwards et al., 2000; Ojeda et al., 2003; Tejada y González, 2003, 2006; Yu et al., 2003; Marques et al., 2005; Montgomery et al., 2007; Mulumba and Lal, 2008; Gonzalez-Ubierna et al., 2012; Abrol et al., 2013; Robichaud et al., 2013). Sin embargo, existen pocos estudios comparativos entre tratamientos para suelos forestales y, sobre todo, en ellos no se especifican cuáles son los cambios producidos en los mecanismos de generación de escorrentía superficial tras la aplicación de enmiendas. Basándonos en esta premisa, que la adición de enmiendas al suelo puede modificar su respuesta hidrológica y los procesos de erosión hídrica, en este apartado discutimos los efectos de los seis tratamientos aplicados en la hidrodinámica del suelo y, por tanto, de las parcelas. Los objetivos específicos a discutir pasan por:

- 1) Analizar la respuesta de la humedad del suelo bajo los diferentes manejos

- 2) Evaluar los cambios en los mecanismos de escorrentía superficial en suelos forestales mediterráneos
- 3) Evaluar la movilización de sedimentos en suelos reforestados y enmendados

3.1. Efecto sobre el funcionamiento hídrico del suelo

Los suelos control mostraron ser extremadamente hidrofílicos, dicho de otro modo, eran suelos que presentaban una afinidad por el agua alta (Doerr y Shakesby, 2009). Este hecho, junto a su textura franco arenosa, hacía esperar que los mecanismos de infiltración predominasen frente a los de escorrentía superficial en los eventos de precipitación con intensidades medias-bajas. Así, gran parte del agua precipitada, se infiltraría alcanzando las partes más profundas del perfil, lo que se traduciría en un incremento la humedad en el mismo. En esta misma línea están los resultados descritos por Tsukamoto (1961) y Dunne Blanck (1970), quienes afirmaron para suelos hidrofílicos forestales, que el flujo superficial por exceso de infiltración, flujo hortoniano, rara vez ocurría. Estos autores justifican los resultados encontrados en base a elevada apetencia del suelo por el agua, lo que favorecía los procesos de infiltración y redistribución de agua en el perfil. Sin embargo, los resultados obtenidos para la capacidad de infiltración, a las tres succiones medidas, y los diferentes perfiles de humedad analizados fueron indicativos del inexistente papel que desempeña la hidrofilia en los procesos de infiltración de las parcelas control. Es decir, en este sentido, la hidrofila del suelo únicamente actuaría a microescala donde los procesos de conectividad hidrológica aun no están presentes (Imeson y Lavee, 1998).

En las parcelas control, el bajo porcentaje de cubierta vegetal y hojarasca en la superficie habían favorecido la formación de costras superficiales y el sellado del suelo por el impacto de las gotas lluvia. Así, con independencia del volumen, intensidad y duración del evento, los procesos de escorrentía se verían siempre favorecidos frente a los de infiltración (Mintegui y López-Unzu, 1990). Esto justifica el que las tasas de infiltración fuesen las más bajas de todo el área de estudio, aunque en ocasiones, fueron superadas por los suelos enmendados con estiércol para la succión -0,5 cm. En la misma línea están los resultados medios de humedad, donde los valores habían sido superiores en la superficie del suelo que en las capas más profundas. Una tendencia similar se observaba cuando atendíamos los procesos de humectación del perfil durante el evento lluvioso, donde además, esta tendencia mostró ser independiente de las características del evento lluvioso. Así, los mayores valores de humedad se registraron siempre en las sondas situadas en la parte alta del suelo, entre los 0-5 cm., mientras que el suelo de debajo, 10-25 cm., se encontraba relativamente seco ($3 \pm 5\%$).

De acuerdo con los resultados para los suelos enmendados, pese a que el volumen y la intensidad de la precipitación fueron los mismos en las doce parcelas experimentales, la distribución de humedad a lo largo del perfil manifestó cierta disparidad de comportamientos según al manejo que atendiésemos. Esto significó que los tratamientos, a través de los cambios introducidos en el perfil edáfico y en la cubierta vegetal, jugaban un papel clave en la distribución del contenido volumétrico en agua del suelo y consecuentemente, en la producción de escorrentía y sedimentos, tal como veremos más adelante. Con respecto a la redistribución del agua en el perfil del suelo en los suelos que fueron enmendados, de forma general, aparecen dos respuestas: (i) los suelos enmendados con paja, poda y lodos mostraron una distribución más o menos uniforme de humedad a lo largo del perfil, donde para algunos casos, esta aumentó en profundidad; (ii) los conjuntos polímeros y estiércol mostraron una distribución no uniforme, semejante al control, donde el contenido de humedad decrecía con la profundidad (Hueso-González et al., 2014b).

En términos generales, las parcelas enmendadas con mulch de paja y poda presentaron un contenido de humedad más o menos estable a lo largo del perfil. Sin embargo, cuando el evento de precipitación presentó intensidades bajas, el contenido de humedad incrementaba con la profundidad. Así, los valores fueron mayores siempre a 25cm. que en superficie (5 cm.). Esta tendencia fue totalmente inversa a la descrita en los suelos control, donde la humedad siempre decrecía en profundidad. Esto, además, está en consonancia con lo encontrado para las tasas de infiltración y percolación, que fueron significativamente mayores en los dos conjuntos enmendados con mulch que en los suelos no enmendados, indicando que cuando los suelos se trataban con un mulch de paja o poda, los procesos de infiltración y redistribución de agua se veían favorecidos. La explicación a estos resultados pasa por las propias características del mulch y por el método de aplicación de los mismos. Como ya habíamos comentado, el que las enmiendas hubiesen sido volteadas a 25 cm. de profundidad, había favorecido la formación de macroagregados estables y, además, causó la formación de macroporos/grietas a lo largo de todo el perfil del suelo. En estos tratamientos, igualmente, observábamos variaciones en la repelencia al agua a escala de centímetro sobre la superficie del suelo. Estas variaciones conformaban sobre la superficie un mosaico irregular de zonas de hidrofobicidad/hidrofilia, causando la aparición de vías de infiltración o flujo preferencial en el perfil del suelo. Así también lo habían descrito Dekker y Ritsema (2000), para suelos naturales, que mostraron una repelencia superficial variable. Este hecho fue particularmente interesante, dado que de este modo, el volumen de suelo entre estas vías de flujo pudo permanecer virtualmente seco, incluso durante los periodos de lluvia intensa. Este flujo preferencial, consistía en el movimiento vertical del agua a través de “caminos” hidrófilos sobre una matriz hidrófoba. Estos caminos, se originaron como consecuencia de las grietas o macroporos debidos al volteo del mulch en el suelo. Del mismo modo, Bauster et al. (1998)

describieron la repelencia de vías de flujo preferencial en suelos con distinto grado de repelencia. Así, durante el evento, cuando el encharcamiento del agua sobre la superficie hidrófoba alcanza un punto en que la presión de la columna de agua fuerza la infiltración o bien, el flujo lateral alcanza un punto de escasa hidrofobicidad, se produce la infiltración a través de estas vías de flujo preferencial. Como consecuencia, el suelo en superficie podrá no mojarse completamente, a pesar de la infiltración de una cantidad importante de agua, ya que la precipitación neta discurre canalizada por macroporos y grietas (Debano, 1971; Burch et al., 1989). Estos macroporos, con independencia de condiciones de suelo seco o húmedo, justifican las altas tasas de infiltración encontradas, especialmente en para las succiones mayores. Todo ello, ha posibilitado que la escorrentía superficial se genere únicamente en los casos en que el suelo se encontraba saturado o parcialmente saturado (Hueso-González et al., 2014b).

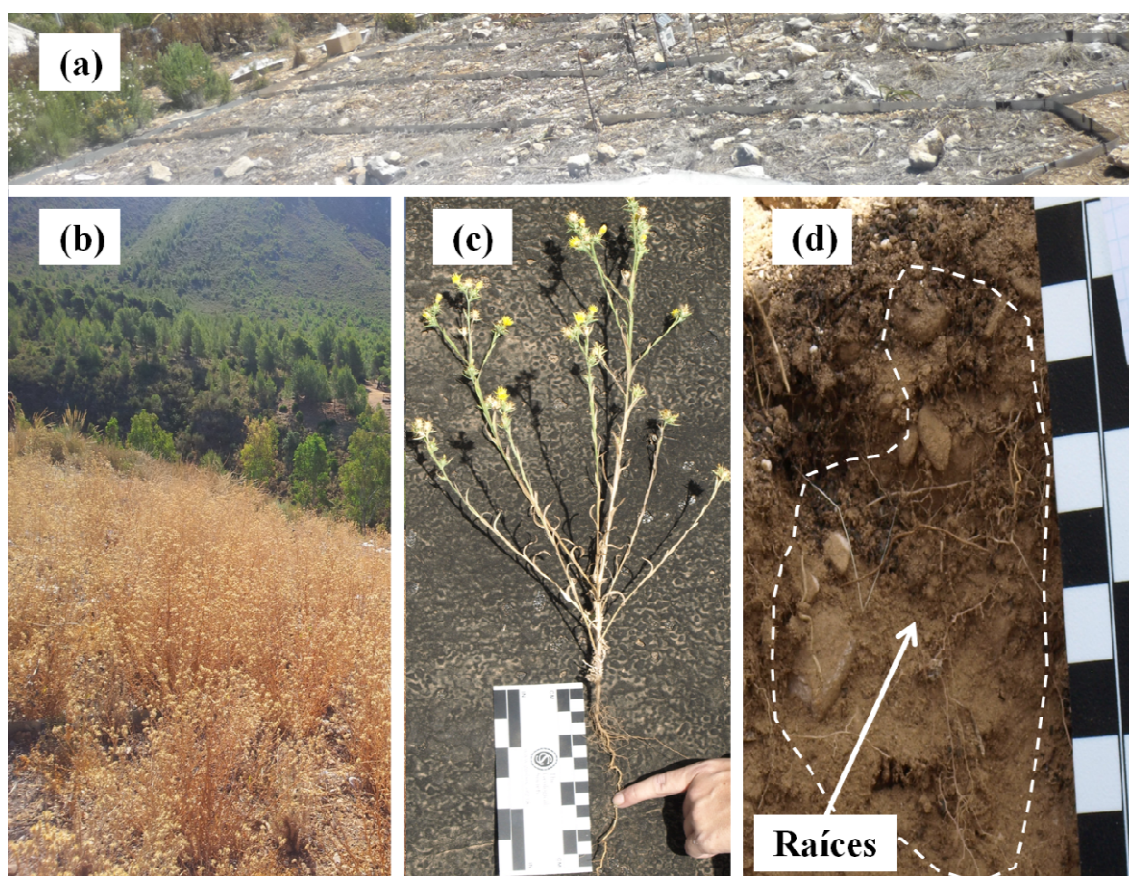


Figura 5.7. Parcelas enmendadas con lodos de depuradora. (a) estado de las parcelas al comienzo del experimento en octubre 2010; (b) parcelas cubiertas por la *Carlina hispanica* Lam. en septiembre del año 2010; (c) *Carlina hispanica* Lam.; (d) perfil del suelo para la parcela tratada con lodos en mayo 2013. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm. Fuente: Elaboración propia.

Resultados similares a los obtenidos para las enmiendas paja y poda, se observaron en las parcelas tratadas con lodos. En estas parcelas, las tasas de infiltración medidas para las succiones representativas a los macroporos fueron significativamente mayores a las encontradas en los suelos no enmendados o control. Así, el contenido de humedad fue siempre mayor a 25 cm. de profundidad que a 5 cm., mientras que sorprendentemente los valores más bajos se registraron a la profundidad de 10 cm. Estos resultados se explican por el tipo de cubierta vegetal que se había desarrollado (Fig. 5.7). El sistema radicular rizomatoso de la *Carlina hispanica* Lam., situado entre los 0 y 10 cm. de profundidad del perfil, es extremadamente absorbente y fue el responsable del decrecimiento en los valores de humedad a 10 cm de profundidad (Wahrmund et al., 2010). En estos tratamientos, también observábamos variaciones de repelencia al agua a escala de centímetro sobre la superficie del suelo. Lo que había generado caminos hidrófilos para la entrada de agua dentro de la matriz hidrófoba, de un modo similar al descrito para los suelos enmendados con mulch de paja y poda. En la misma línea están los resultados descritos Dekker y Ritsema (2000) para suelos hidrofóbicos, quienes encontraron en los huecos de raíces y galerías excavadas vías preferenciales para la entrada de agua.

En general, los suelos enmendados con polímeros fueron más humectables que los suelos no enmendados, por lo que ante intensidades de precipitación bajas, debían verse favorecidos los procesos de infiltración frente a los de escorrentía superficial. Así lo habían demostrado, también, los resultados del test de minidisco, especialmente en condiciones de suelo seco. Específicamente, este tratamiento mostró un aumento en la infiltración para las succiones representativas de la macroporosidad del suelo. Sin embargo, en este tratamiento, los máximos de humedad se vinculaban únicamente con los primeros centímetros de perfil. Concretamente, estos máximos estaban asociados con las sondas emplazadas a la profundidad de 5 cm. Además, los perfiles de humedad para las parcelas enmendadas con polímeros, mostraron la reducción más dramática cuando se comparaban los valores a las profundidades 5 y 25 cm.

Es digno de tener en consideración, que los plantones introducidos en las parcelas enmendadas con polímeros, se reforestaron siguiendo el mismo patrón espacial que para el resto de tratamientos. Así, los polímeros se introdujeron en el hoyo de plantación a la profundidad de 5-10 cm. El Terracottem es una mezcla bien equilibrada de 23 sustancias diferentes pertenecientes a 6 familias distintas (polímeros hidrófilos, abonos minerales solubles, abonos minerales de cesión lenta, abonos orgánicos, estimuladores de crecimiento y material portador). Este se presenta en forma de mezcla seca y polvorosa. Su densidad equivale a 1.150 Kg m^{-3} . Así, los polímeros incrementaban su volumen durante los eventos de precipitación, pasando del estado

sólido a estado gel. Un vez hidratados, detectamos que producían un efecto blindaje o de sellado sobre los primeros 5-10 cm. del suelo (Fig. 5.8). Por consiguiente, en condiciones de suelo seco, durante el evento de precipitación, mayor volumen de agua podía ser almacenada en el perfil. Sin embargo, una vez que los polímeros se saturaban, actuaban como una barrea impermeable y el contenido de humedad del suelo decrecía dramáticamente. La Figura 5.8 muestra los polímeros en estado de saturación real, así como, el efecto sellado del suelo una vez que están hidratados.

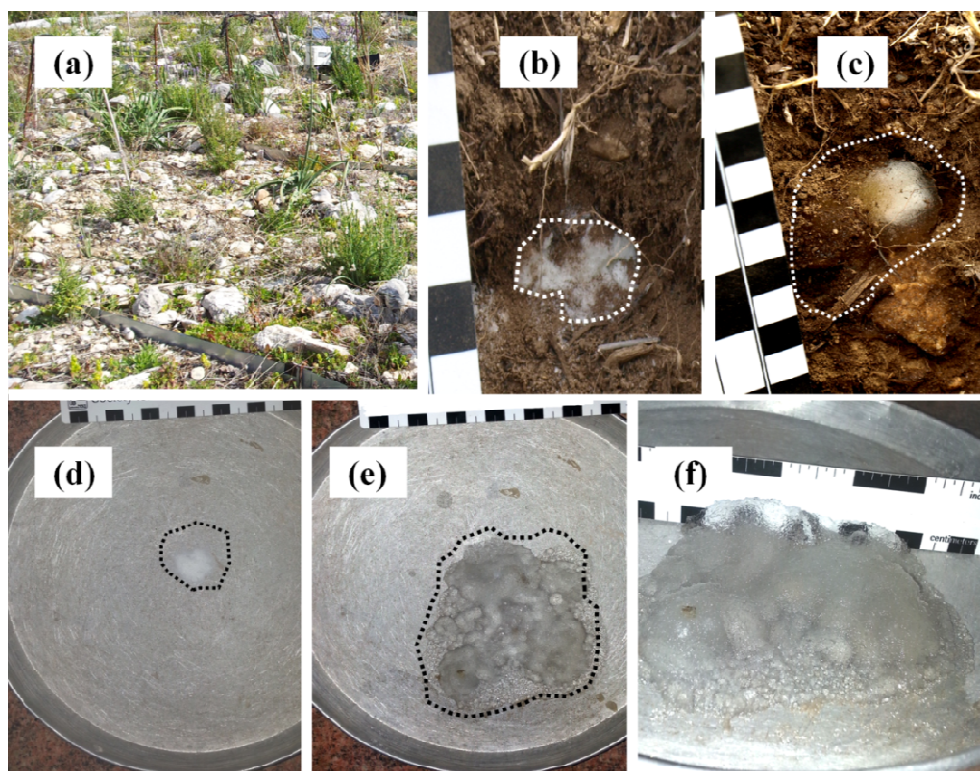


Figura. 5.8. Parcelas enmendadas polímeros (Terracottem). (a) parcela enmendada con polímeros diciembre 2013; (b) polímero seco en el perfil del suelo en septiembre 2013; (c) polímero hidratado en el perfil del suelo; (d) 5 g de polímeros antes de la adición de 25 mm de agua; tiempo = 0 s; (e) 5 g de polímeros después de la adición de 25 mm de agua; tiempo = 10 s; (f) 5 g de polímeros después de la adición de 25 mm de agua; tiempo = 45 s. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm. Fuente: Elaboración propia.

Una tendencia similar a la descrita para el conjunto de polímeros y control, fue encontrada en los suelos enmendados con estiércol. En estas parcelas, con independencia de las características del evento, los mayores contenidos de humedad, estaban asociados con los primeros centímetros del perfil (0-5 cm.). Sin embargo, se observó un descenso gradual en los valores con la profundidad del perfil (5-25 cm.). Esto está en consonancia con los datos de infiltración, donde las tasas medidas resultaron ser las más bajas del todo el área de estudio y pese a que los suelos no presentaron hidrofobia alguna. Cabe decir, además, que estas diferencias en la capacidad de infiltración del suelo fueron especialmente significativas para las succiones mayores y por tanto, aquellas representativas de la macro-porosidad del

suelo, siendo incluso inferiores al control. En los suelos enmendados con estiércol, respecto al resto de enmiendas, el tamaño de los agregados y la estabilidad estructural de los mismos habían sido menores. Esto era indicativo de suelos peor estructurados. Además, dos años después de la reforestación, predominaban en la parcela grandes manchas de suelo desnudo, donde el porcentaje de costras superficiales fue ligeramente superior al control. Todo ello, impedía los procesos de infiltración a favor de los de escorrentía superficial (Fig. 5.9). En base a lo expuesto, se justifica el decrecimiento de humedad encontrado en el perfil, que además, fue independiente de las características del evento de precipitación analizado (intensidad y volumen).

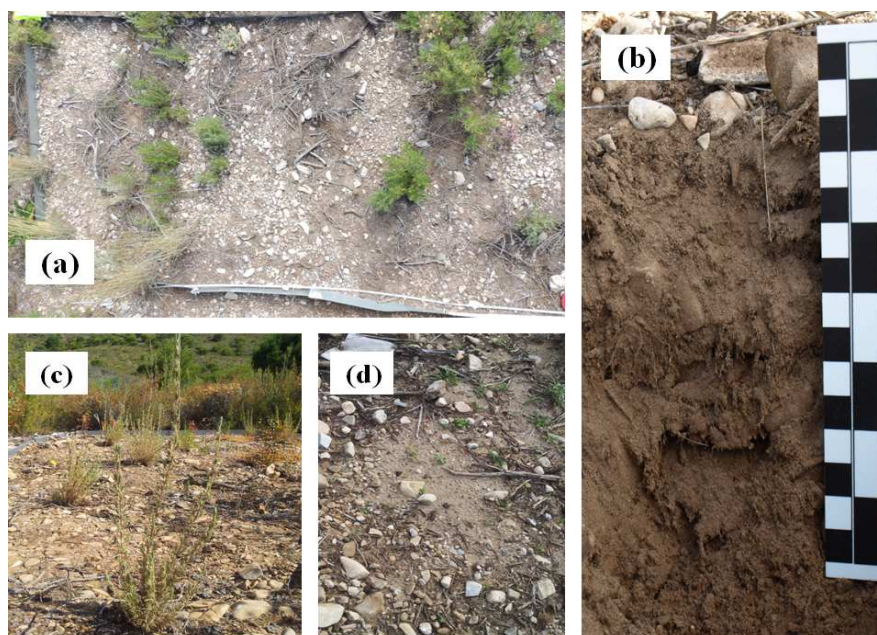


Figura 5.9. Parcelas enmendadas con estiércol vacuno. (a) foto aérea de la parcela tratada con estiércol en mayo 2013; (b) perfil del suelo para la parcela tratada con estiércol en mayo 2013; (c) superficie de la parcela enmendada con estiércol julio 2013; (d) costra superficial en la parcela enmendada con estiércol mayo 2013. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm. Fuente: Elaboración propia.

3.2. Efectos sobre los mecanismos de generación de escorrentía

En los suelos control, la correlación encontrada para la intensidad de lluvia máxima en 15 minutos (I_{15}) y el volumen de escorrentía medido fue alta, demostrando esto que cuanto mayor había sido la intensidad de la precipitación, una respuesta mayor y más marcada aparecía para la escorrentía. Véase, por ejemplo, el evento acaecido en la fecha 30/sep/2012 que presentó una I_{15} de $99,24 \text{ mm h}^{-1}$ y generó una tasa de escorrentía de $4,8 \text{ L m}^{-2}$, suponiendo un 39,52% del total de escorrentía medida para este conjunto. Cobra sentido, por tanto, que los mayores eventos de escorrentía registrados en estas parcelas, estuviesen asociados con el final del verano mediterráneo, pues fue en esta fecha, donde aparecían los eventos de precipitación más intensos. Resultados similares a los nuestros fueron encontrados para condiciones semiáridas por Ruiz-Sinoga y Romero-Díaz (2010). Respecto al acumulado de escorrentía medido al final

del periodo de estudio, este ascendía a 457,4 L., siendo únicamente superado por las parcelas tratadas con polímeros que, sin embargo, habían registrado un valor muy similar (461,8 L.). Por otro lado, en respuesta al evento de precipitación, la escorrentía superficial fue muy rápida e intensa, apareciendo inmediatamente después de que las primeras gotas de lluvia comenzasen (Fig. 5.10). De igual modo, cuando atendíamos a los procesos de humectación en el perfil, anteriormente habíamos descrito que los mayores incrementos de humedad, se daban en la parte alta del suelo mientras que el suelo de debajo, se encontraba relativamente seco. En otras palabras, mayores cantidades de de escorrentía superficial se generaban cuando, excepto para la parte alta del suelo, el suelo se encontraba parcialmente seco, lo que ocurría siempre al final de la estación seca mediterránea.

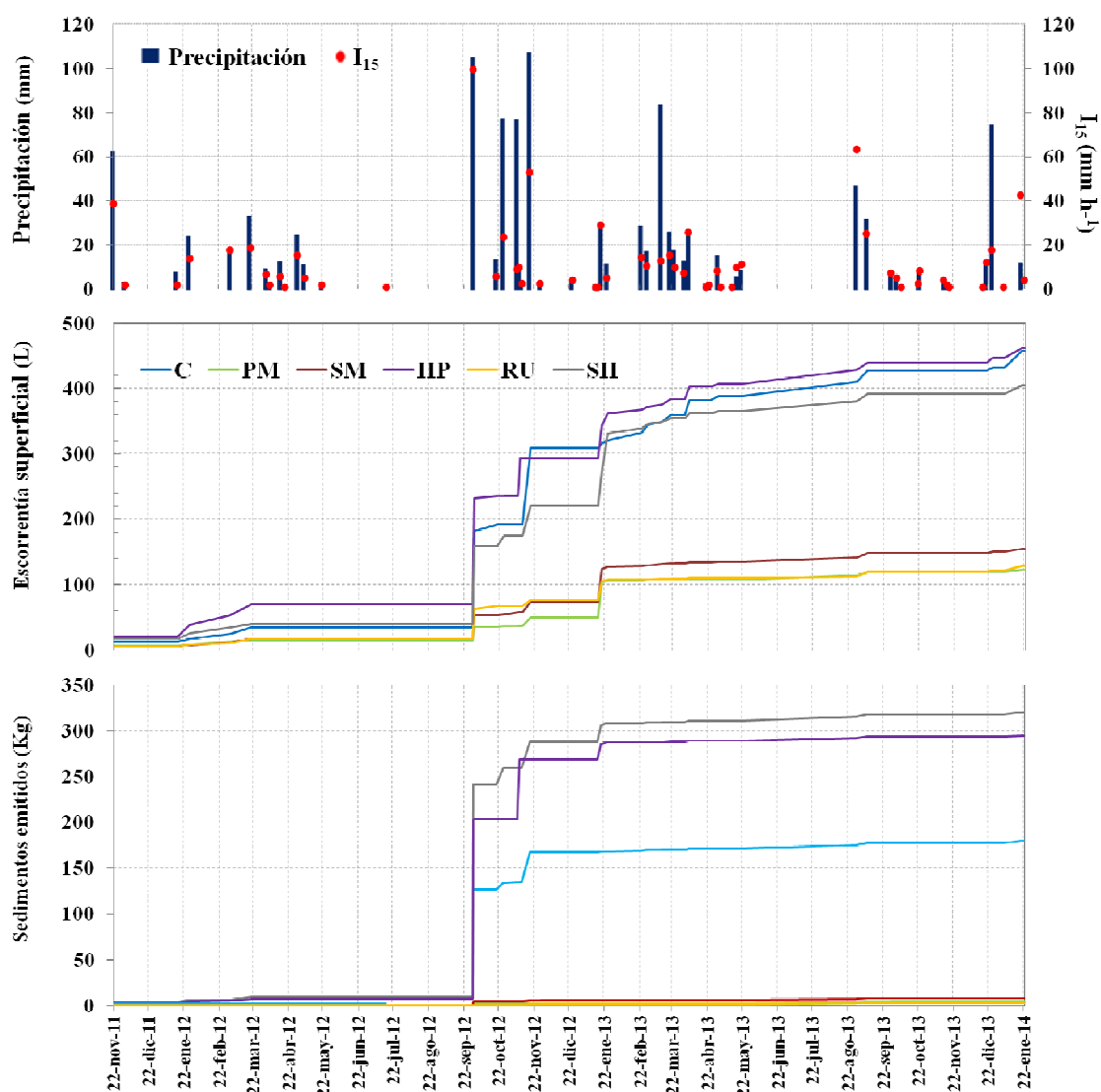


Figura 5.10. Precipitación (mm), intensidad máxima en 15 minutos (I_{15} , mm h⁻¹), escorrentía acumulada (L), sedimentos acumulados (Kg) para los diferentes tratamientos. Donde: C, control; PM, mulch de poda; SM, mulch de paja; HP, polímeros hidroabsorbentes; RU, lodo de depuradora; SH, estiércol. Fuente: Elaboración propia.

En los medios áridos y semiáridos, el principal mecanismo de generación de escorrentía superficial es el Hortoniano (Horton, 1933). Así, según demostró Lavee (1998) para un gradiente de precipitación en Israel, la escorrentía superficial es la consecuencia de una intensidad de precipitación superior a la capacidad de infiltración del suelo. En esta línea, Abrahams et al. (1994) restringieron esta escorrentía superficial Hortoniana a zonas con una escasa cubierta vegetal donde además, los agregados están expuestos al impacto de las gotas de lluvia, favoreciéndose los procesos de encostramiento y sellado superficial. Por tanto, tres son los factores que, a nuestro modo de ver, condicionan los mecanismos de generación de escorrentía superficial en los suelos no enmendados: (i) la redistribución no uniforme de agua en el perfil; (ii) la alta correlación I_{15} /escorrentía; (iii) el bajo grado de recubrimiento vegetal desarrollado a lo largo del estudio. Esto es debido a que al incrementarse el porcentaje de suelo desnudo, la pedregosidad superficial o los procesos de encostramiento superficial, se incrementaba el porcentaje de áreas fuentes dentro de la parcela que, sumado una intensidad de precipitación superior a la capacidad de infiltración del suelo, había favorecido la preponderancia de los mecanismos de flujo superficial, frente a los de infiltración. De este modo puede corroborarse con la distribución de agua en el perfil encontrada. Por ello, en suelos no enmendados, la generación de escorrentía superficial se producía por exceso de lluvia (modelo Hortoniano) y no por mecanismos de saturación (Lavee et al., 1998; Ward and Robinson., 2000; Beven, 2002; Calvo et al., 2003; Cammeraat., 2004; Latron et al., 2007). La conclusión práctica del estudio es que en áreas forestales donde los suelos no son enmendados, se esperan grandes cantidades de escorrentía superficial, generalmente producidas por los eventos asociados al final de la estación seca mediterránea. Esto es debido a que son los mecanismos hortonianos los que predominan frente a los de saturación (Hueso-González et al., 2014b).

Respecto al resto de tratamientos, nuestros resultados demostraron variabilidad en la respuesta hidrológica para los suelos que fueron enmendados con mulch de paja o poda, polímeros, estiércol y lodos. Esto significaba que los tratamientos desempeñaban un papel fundamental en los mecanismos de producción de escorrentía. Al igual que lo descrito para el contenido de humedad, de forma general, aparecían dos respuestas diferentes (Fig. 1.10). Sorprendentemente, las parcelas enmendadas con paja, poda y lodos, se caracterizaron por una respuesta en la emisión de escorrentía, que fue opuesta a la encontrada en las parcelas estiércol y polímeros. Así, mientras que en los conjuntos paja, poda y lodos, la escorrentía fue muy inferior a la medida en el control, en las parcelas polímeros y estiércol, fue superior o parecida. Donde además, se describía una tendencia similar entre los tratamientos.

En las parcelas enmendadas con paja y poda, los macroporos enmienda/suelo justificaban la redistribución de agua en el perfil donde, recapitulando, el contenido de humedad fue siempre mayor en profundidad del perfil que en superficie. Este hecho

posibilitó, que la escorrentía superficial se generase únicamente en aquellos casos en que el suelo estaba saturado o parcialmente saturado. Así, el evento que mayor tasa de escorrentía presentó estaba asociado a la estación húmeda mediterránea (2,1 L. m⁻² y 2,3 L. m⁻² para las parcelas paja y poda, respectivamente). Concretamente, con el evento del 19/ene/2013, donde el suelo se encontraba parcialmente saturado debido a una sucesión de eventos previos que habían ido impregnando en agua el perfil. Este modelo de generación de escorrentía por saturación, es típico de ambientes húmedos y subhúmedos, donde los suelos están bien estructurados y cubiertos por una densa capa de vegetación, lo que favorece los procesos de infiltración y percolación de agua en el perfil (Lavee et al., 1998; Ward and Robinson, 2000). Sin embargo, estos mecanismos de generación de escorrentía por saturación, no son frecuentes en áreas mediterráneas, donde son los modelos hortonianos o mixtos los predominantes (Calvo et al., 2003). Así, también lo habían demostrado nuestros datos para los suelos que fueron reforestados y no enmendados.

Por otro lado, en los suelos enmendados con mulch de paja o poda, la correlación encontrada para intensidad del evento de precipitación respecto a la cantidad de escorrentía emitida fue muy baja, lo que significaba que la respuesta de escorrentía superficial no era totalmente dependiente de las características del evento lluvioso. En este sentido, los mulch actuaban como una película protectora del suelo disminuyendo el efecto splash por salpicadura de la gota de lluvia. Es por ello, que al final del periodo de estudio, no se evidenciaron sobre la superficie de las parcelas la presencia de encostramiento, arrastre de sedimentos o rill. La enmienda en superficie, además, había provocado un aumento de la rugosidad superficial del suelo respecto a los suelos control. En la misma línea están los resultados encontrados por Guerrero et al. (2007) para suelos tratados con mantillo de restos de cosecha. El aumento de rugosidad y el hecho de que se hubiesen favorecido los procesos de restauración de cubierta vegetal, había disminuido la conectividad de las zonas fuente dentro de la parcela. Esto, además, favorecía los procesos de infiltración frente a los de flujo superficial al reducirse la velocidad de la lámina de agua durante el evento lluvioso. Jordán et al. (2010) describieron para un suelo agrícola tratado con un mulch de poda, a las dosis de 10 Mg h⁻¹, un incremento en la rugosidad superficial que se asoció con la caída en la producción de escorrentía respecto a los suelos control. En base a lo expuesto, al final del periodo de estudio, la escorrentía acumulada para los tratamientos mulch de paja y poda, fue en torno a 300 veces inferior a la medida en los suelos no enmendados. Desde el punto de vista de la gestión, esto se traduce en que el uso de las enmiendas mulch de paja y poda, resultan técnicas muy efectivas para reducir los mecanismos de generación de escorrentía y consecuentemente, resultan muy útiles para el control de la erosión como veremos más adelante (Hueso-González et al., 2014b).

Con respecto a la emisión de escorrentía para las parcelas enmendadas con lodos, nuestros resultados coinciden con lo que otros autores han descrito para suelos agrícolas (Guerrero et al., 2001; Galdos et al., 2004). Así, la escorrentía total se redujo en 358% cuando se comparaban con los suelos control. En esta línea, Ruiz-Sinoga et al. (2009) demostraron que las plantas anuales y la vegetación muerta conectada al suelo, actuaban como áreas sumideros donde la infiltración se convertía en el proceso dominante. En este conjunto, cuando se produjo una lluvia erosiva, la cobertura vegetal (*Carlina hispanica* Lam. y herbáceas anuales), estaba suficientemente desarrollada como para desempeñar su papel protector del suelo. Esto mismo había sido descrito por Sort y Alcañiz (1999) y Albaladejo et al. (2000), quienes demostraron que el uso de lodos había favorecido el crecimiento de un tapiz de herbáceas alóctonas. Además, cuando se analizó la superficie para las parcelas enmendadas con lodos, en ninguna de las réplicas se observaron evidencias de transporte de sedimentos en el suelo o formación de rill en la superficie de las mismas. De este modo, nuestros resultados demuestran que existen tres factores que podrían estar detrás de los mecanismos de generación de escorrentía para este tratamiento: (i) el efecto protector de la cubierta vegetal; (ii) el efecto directo de los lodos de depuradora; y (iii) el efecto del volteo del terreno durante la reforestación de área. Sin embargo, no nos ha sido posible determinar el peso de cada uno de los componentes en la respuesta hidrológica-erosiva de los suelos enmendados con lodos (Hueso-González et al., 2014b). En esta línea, Ojeda et al. (2003) mostraron que cuando un suelo agrícola es enmendado con lodos de depuradora a las dosis de 10 Mg ha⁻¹, la vegetación desarrollada sobre el mismo, se convierte en el factor principal controlador de la escorrentía. La conclusión práctica es que los lodos han resultado un tratamiento muy efectivo para reducir las tasas de escorrentía para suelos forestales reforestados. Sin embargo, al contrario que en los conjuntos paja, poda, polímeros, estiércol y control, la aplicación de los lodos había favorecido el desarrollo de una cobertura de plantas herbáceas que dominaba toda la superficie de la parcela, estrangulando los plantones introducidos.

El Terracottem jugó un papel diferente en la respuesta hidrológica. Los máximos de escorrentía superficial están asociados a este tratamiento. Concretamente, se vinculan a los eventos de precipitación extremos del final de la estación seca mediterránea y comienzos de la húmeda. Ejemplo de ellos son los eventos acaecidos el 30/sep/2012 y el 18/nov/2012, donde se midieron para este tratamiento unas tasas medias de escorrentía superficial de 127,7 L. y 58,4 L., respectivamente. Así también lo ratifica la elevada correlación encontrada entre la intensidad del evento lluvioso (I_{15}) y la cantidad de escorrentía generada. Esta correlación fue, además, la más alta de todo el área experimental ($r^2 = 0,73$). Del mismo modo se observó también una buena correlación entre el volumen del evento de precipitación y la cantidad de escorrentía medida. En general, atendiendo a las tasas de infiltración, los suelos enmendados con polímeros fueron más humectables en comparación a los suelos no enmendados, por lo que habían

favorecido los procesos de infiltración. Sin embargo, debido a que los polímeros incrementaban su volumen durante los eventos de precipitación al pasar del estado sólido a estado gel, actuaban como una barrea impermeable que impedía el paso del agua en profundidad (Hueso-González et al., 2014b). Este estudio también demuestra, para suelos forestales donde los polímeros fueron aplicados a la dosis 10 Mg ha^{-1} , que fue necesario un volumen de precipitación mínimo $10,6 \text{ mm}$ - 15 mm y una intensidad de precipitación (I_{15}) comprendida entre $4,8 \text{ mm h}^{-1}$ - $8,8 \text{ mm h}^{-1}$, para que la enmienda ejerciese el efecto bloqueo del suelo. Este efecto barrera justifica las altas tasas de escorrentía registradas para este tratamiento. Por ello, desde el punto de vista de la gestión y en contra de lo recomendado por el Plan de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación (PAND., 2008), los polímeros no son recomendables para reducir los procesos de escorrentía después de un ejercicio de reforestación, en condiciones mediterráneas. En estos climas, en la mayoría de los casos, la precipitación ocurre de forma torrencial, lo que favorece la rápida hidratación de los mismos produciendo el sellado superficial del suelo.

Una tendencia similar a la descrita para el conjunto polímeros o control, fue encontrada en los suelos enmendados con estiércol. En estas parcelas, con independencia de las características del evento, los mayores contenidos de humedad estuvieron asociados con los primeros centímetros del perfil. Además, la correlación encontrada para la intensidad máxima en 15 minutos y la escorrentía superficial fue alta. Es decir, fueron los eventos de mayor intensidad, generalmente asociados al final de verano mediterráneo, aquellos que mayor cantidad de escorrentía registraron. Así, un 41 % de la escorrentía total medida estaba asociada con los eventos extremos del 30/sep/2012 y el 18/nov/2012. Respecto a los datos de infiltración, recordemos que las tasas medidas resultaron ser las más bajas del todo el área. Además, si atendíamos al perfil del suelo, no se observaba ni la presencia de la enmienda, ni la formación de macroporos o grietas o el desarrollo masivo de raíces en el mismo (Fig. 5.9). Esto, estaba en consonancia con lo descrito para el análisis de los componentes superficiales, que mostraron el menor grado de recubrimiento vegetal de todos los conjuntos. De este modo, el matorral y las herbáceas anuales de bajo porte y aclarado, únicamente se hicieron presentes durante unos pocos meses dentro de la estación húmeda mediterránea. Esta cubierta, que desaparecía completamente al final de estación seca, dejaba los suelos al descubierto frente a los eventos más intensos. Todo ello justificó las altas tasas de escorrentía encontradas, y la preponderancia de los mecanismos hortonianos frente a los de saturación. Según algunos estudios, en condiciones mediterráneas, la escorrentía superficial por superación de la capacidad de infiltración se da en zonas donde el porcentaje de agregación del suelo es bajo (Ward y Robinson, 2000). En relación lo afirmado, fue el suelo enmendado con estiércol aquel que mostró menor porcentaje en la macroagregación. Además, esto fue especialmente significativo para las muestras tomadas después del verano. En esta línea, fue en el conjunto

estiércol, el único para el que se observó la presencia de costras físicas o la formación de rill en superficie. Por ello, desde el punto de vista de la gestión, cuando se añade estiércol a un suelo forestal, no se esperan grandes diferencias en la respuesta hidrológica respecto a los suelos no enmendados (Hueso-González et al., 2014b). Por tanto, a nuestro modo de ver, no es un tratamiento recomendable para reducir las tasas de escorrentía después de un proceso de reforestación en condiciones mediterráneas.

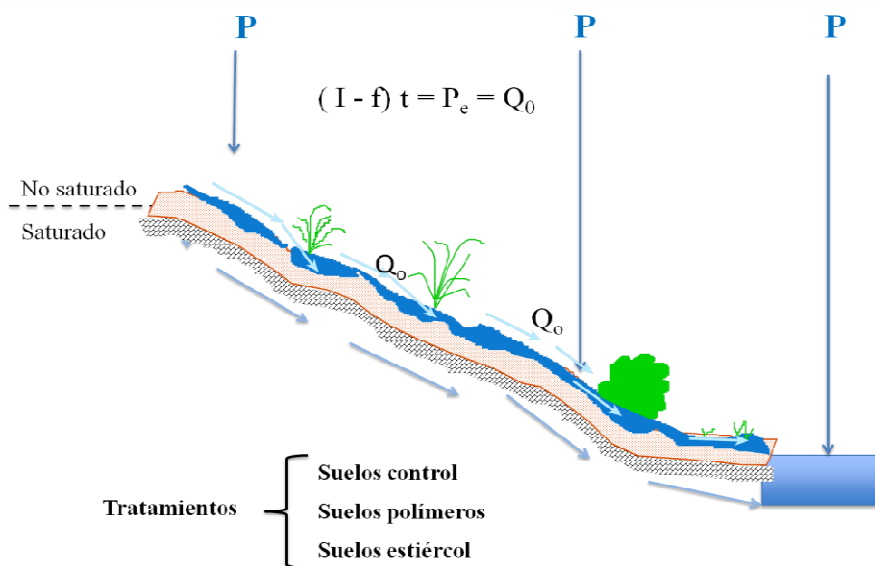


Figura. 5.11. Representación gráfica del modelo de generación de escorrentía de Horton. Donde: I, intensidad; t, evento de precipitación; f, capacidad de infiltración del suelo; P_e , exceso de precipitación; Q_0 , flujo superficial Hortoniano. Fuente: Redibujado de Ward and Robinson (2000).

A modo de síntesis de este apartado, en los conjuntos control, polímeros y estiércol la respuesta hidrológica del sistema después del evento precipitación fue rápida. Además, aparecían grandes cantidades grandes de escorrentía. Este hecho, no puede ser explicado bajo condiciones de saturación del suelo. Por ello, el contenido de humedad fue mayor en los primeros centímetros del perfil y los valores decrecían a medida que profundizamos en el mismo. Esto, junto con las bajas tasas de infiltración encontradas, especialmente para las succiones mayores, prueba que los mecanismos de generación de escorrentía fueron de tipo Hortoniano (Fig. 5.11).

De otro lado, en los conjuntos enmendados con mulch de paja y mulch de astillas pino, se encontraron mayores tasas de infiltración. Esto, junto con el hecho de que el contenido de humedad incrementaba a lo largo del perfil, explicaba las bajas tasas de escorrentía superficial y sedimentos medidas. Para estos tratamientos, en el caso de que la escorrentía apareciese, lo hacía en menor cantidad. Esto se únicamente se explica bajo condiciones de saturación del suelo (Fig. 5.12). Es decir, el agua

precipitada pasaba al interior del suelo bajo la acción de la gravedad. Finalmente, hay que decir, que los procesos en las parcelas enmendadas con lodos de depuradora fueron algo más complejos. En este conjunto, desde los 10 cm. de profundidad en el perfil, el contenido de humedad siempre incrementaba, de forma rápida. Por consiguiente, la infiltración se hacía de manera continua y no producía exceso de lluvia. En términos de escorrentía superficial y emisión de sedimentos, los suelos enmendados con lodos, presentaron un comportamiento similar al descrito para el mulch de paja y el mulch de poda. El hecho de que la humedad medida fuese inferior en las sondas emplazadas a 10 cm. de profundidad fue por la absorción del agua, a esa profundidad, de las raíces de la *Carlina hispanica* Lam.

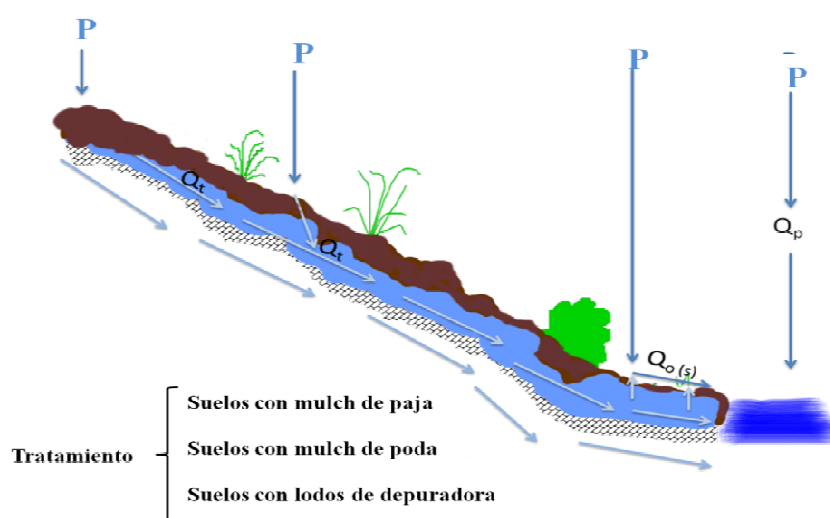


Figura 5.12. Representación gráfica del modelo de generación de escorrentía por saturación del perfil. Fuente: Redibujado de Ward and Robinson (2000).

Desde el punto de vista de la gestión, cuando una reforestación se lleva a cabo bajo condiciones mediterráneas, el tratamiento de los suelos de paja, poda o lodos, favorece la disminución de la escorrentía superficial. Sin embargo, cabe decir, que cuando la reforestación se combina con lodos de depuradora, el desarrollo de la cubierta vegetal debida a la adición de la enmienda, se convierte en el principal factor que controla los procesos hidrológicos. La aplicación de estiércol al suelo, inicialmente, parece no tener incidencia en el comportamiento hidrológico de los mismos. Finalmente, la aplicación de polímeros hidroabsorbentes, Terracottem, causa un decrecimiento en la humedad en el perfil, favoreciendo los procesos de escorrentía.

3.3. Efecto sobre la movilización de sedimentos y pérdidas de suelo

Según el informe del Programa Nacional de Lucha contra la Desertificación (PAND, 2003), Ministerio de Medio Ambiente, unos 22 millones de hectareas registran tasas de erosión por encima del umbral de tolerancia ($12 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), estando

generalmente asociadas a las cuencas de los ríos Tajo y Duero. En el conjunto control, la tasa anual media de erosión ($0,59 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), que presentó un valor medio-bajo respecto al umbral máximo de tolerancia definido, fue similar a la encontrada por otros autores para suelos con un escaso grado de cobertura vegetal y bajo el régimen de precipitaciones mediterráneo (Unger., 1984; Chirino et al., 2006; Duran et al., 2014). En esta línea están también los resultados propuestos por Cerdá et al. (2005a; 2005b). Estos autores registraron tasas de erosión de $0,18$; $0,32$ y $0,54 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, para sistemas bosques, pastizales y matorrales aclarados, respectivamente. En condiciones semiáridas mediterráneas, la erosión hídrica del suelo solo actúa cuando se producen eventos de lluvia suficientemente intensos para superar la capacidad de infiltración de los suelos o suficientemente abundantes como para ser saturados. Por tanto, el factor esencial de esa fuerte variabilidad temporal en las tasas de erosión, está en la precipitación (Cerdá y Bodí., 2008). Un ejemplo de ello es el trabajo de Bautista (1999), quien después de tres años colectando entre $0,07$ y $2,59 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en las parcelas situadas en una zona quemada de Benidorm, de pronto, el área se vio sorprendida por un evento extraordinariamente intenso, que en unas horas fue capaz de producir más pérdidas, $7,19 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, que toda la lluvia caída durante tres años. Esto fue a pesar, de que en este último evento, se había recuperado parte de la vegetación perdida después del incendio ocurrido varios años antes. En la estación del Teularet, Valencia, la pérdida de suelo para los años 2004 y 2005 se concentró en dos eventos de verano de 2004, los cuales, con menos del 5% de la lluvia total, transportaron el 90% del material (Cerdá, 2005).

Al igual que lo descrito por estos autores, en nuestro estudio la tasa anual media medida no resultó un buen indicador de cuantificación para la pérdida de suelo para los suelos control, puesto que no reflejaba la realidad del evento erosivo. Así, pudo comprobarse con la desviación estándar de los datos, que indicó además, sesgo positivo en los mismos. Esta falta de homogeneidad, se manifestó también en el máximo encontrado para la serie ($74,91 \text{ Tn ha}^{-1}$). De este modo, la erosión en el conjunto control estuvo correlacionada de forma positiva con la lluvia (volumen) y la intensidad que presentó el evento (I_{15}), demostrando al igual que para la escorrentía, que fueron los eventos extremos asociados al comienzo de la estación húmeda mediterránea aquellos que suponían un riesgo elevado para el mantenimiento del suelo. Consecuentemente, también para el ecosistema en los dos primeros años tras la ejecución de la propuesta forestal, puesto que además, fue en esta fecha en la que el suelo presentaba menor grado de recubrimiento vegetal. Tal como se advirtió en su correspondiente apartado, la desprotección del suelo frente al impacto de las gotas de lluvia, había favorecido con el paso del tiempo la formación de costras superficiales, que incentivaban los procesos de escorrentía superficial (Díaz-Fierros et al., 1990) y la destrucción de la materia orgánica del suelo (Cerdá., 1998). Esto conllevó, a corto plazo, consecuencias sobre la estabilidad de los agregados y la capacidad de infiltración en las parcelas (Andreu et al.,

2001). La consecuencia directa fue que el suelo permanecía descubierto durante gran parte del año, impidiéndose los procesos de agarre y supervivencia del plantón, particularmente entre los meses de noviembre y abril del año 2012, favoreciéndose así el arrestre de sedimentos y nutrientes durante los eventos más intensos. Con el paso del tiempo, conforme a lo expuesto por Lavee et al. (1998), cabría esperar suelos peor estructurados, menos permeables y desprovistos completamente de vegetación, lo que supondría un incremento en la erodibilidad para este conjunto a futuro, pudiendo superarse entonces los umbrales de tolerancia anteriormente definidos. Similares resultados fueron descritos por López-Bermúdez y García-Ruiz (2008) para una plantación joven con baja densidad de cobertura.

En las parcelas cerradas, la extrapolación de resultados es complicada, ya que la tasa de erosión medida depende directamente del tamaño de las parcelas al ser el proceso de erosión dependiente de la escala a la que se mida (Cerdá y Bodí., 2007). En este estudio, el hecho de que todas las parcelas presentasen las mismas dimensiones, había facilitado la comparativa de los resultados sobre si el uso de enmiendas resultaba una estrategia efectiva o no, para combatir los procesos de pérdida de suelo en ambientes forestales mediterráneos durante los primeros años, donde además, el planton no tenía el suficiente grado de desarrollo como para participar en los procesos de interceptación del agua de lluvia (Marques et al., 2005). Respecto a esta premisa, teníamos que atender a las características particulares de cada tratamiento.

En terminos generales, se podían observar dos comportamientos opuestos en función del tipo de enmienda aplicada, coincidentes con los dos comportamientos descritos para la escorrentía en la figura 5.10. Así, los tratamientos estiercol y polímeros incrementaron en un 44% y 39% las pérdidas totales de suelo respecto al control, al final del periodo de estudio. Por lo que desde el punto de vista de gestión, no resultaron efectivos para combatir las pérdidas de suelo en ambientes forestales repoblados. Sin embargo, los tratamientos mulch de paja, mulch de poda y lodos habían reducido, significativamente, las pérdidas de suelo respecto a los suelos no enmendados. Esto fue debido a la estrecha relación que existe entre la emisión de escorrentía de un sistema y las pérdidas de suelo en el mismo. Todo descrito, puede ser explicado por los mecanismos de generación de escorrentía hortoniano y saturado, que ya anteriormente atribuíamos a cada conjunto (Hueso-González et al., 2014b).

En terminos de promedio anual, las tasas de erosión en los suelos enmendados con mulch de paja, poda o lodos, estaban muy proximas a cero ($0,2 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; $0,1 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; $0,1 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente), es decir, podriamos afirmar que estas enmiendas ejercian una protección del suelo casi total. Respecto a los eventos erosivos máximos, también se observaba que estas tres enmiendas habían desempeñado un papel fundamental para controlar las pérdidas de suelos asociadas a los eventos extremos. Así,

estos máximos únicamente habían generado unas tasas de erosión de 1,88 Tn ha⁻¹, 0,41 Tn ha⁻¹ y 0,47 Tn ha⁻¹ para los conjuntos paja poda y lodos, respectivamente. Esto fue debido, en el caso de los mulch, al incremento de la cubierta vegetal y al efecto protector de la enmienda en superficie. En el caso de los lodos, esta reducción se atribuye únicamente al desarrollo masivo sobre la superficie de la especie *Carlina hispanica* Lam. y el pastizal anual. Además, en estos tratamientos, la desviación estandar de los datos mostró cierta constancia anual, es decir, este hecho junto con las bajas correlaciones encontradas para el volumen y la intensidad de la lluvia indicó que resultaban métodos muy efectivos para minimizar las tasas de escorrentía y erosión asociadas a los eventos punta del fin de la estación seca mediterránea. Por lo tanto, el tratamiento del suelo forestal con mulch de paja/poda y polímeros resulta una técnica muy recomendable para reducir las pérdidas de suelo, en ecosistemas donde la cubierta vegetal aun no está lo suficientemente desarrollada como para ejercer su papel protector. En un trabajo de Bautista et al. (1996) en donde se aplicó un mulch a una zona quemada, se observó que los volúmenes de escorrentía en los suelos quemados no tratados eran 1,6 y 1,4 veces mayores a las zonas donde se aplicó mulch. Además, se observó que las anuales medias de pérdidas de suelo fueron de 2,5 a 15,0 veces mayores en los suelos no tratados. En este mismo trabajo, la capacidad de infiltración de agua en los suelos quemados tratados con mulch fue casi el doble, fenómeno que puede explicar la menor escorrentía y erosión. En nuestro caso, el uso de mulch de paja o poda había supuesto una reducción de las tasas de escorrentías medias pérdidas de suelo respecto al control. Específicamente, del orden de 1,7-3,4 veces, dependiendo del mulch ensayado.

En términos generales el uso de polímeros y estiércol, como complemento al plan de reforestación, había supuesto un incremento aproximado en las tasas de erosión respecto al control. Esto fue para un 70% de los eventos registrados a lo largo del periodo de estudio. En base a las correlaciones establecidas, para las características del evento lluvioso con la cantidad de sedimentos emitidos, fueron los suelos enmendados con estiércol los que mayor correlación mostraron en relación a la intensidad del evento lluvioso. De otro lado, cuando los datos de erosión se correlacionaban con el volumen de precipitación, las correlaciones más altas se atribuían a los suelos que se trataron con polímeros. En los suelos enmendados con estiércol/polímeros ya habíamos descrito que fueron los mecanismos hortonianos, los encargados de controlar los procesos de escorrentía en las parcelas. Por un lado afirmábamos, que mientras en los suelos enmendados con estiércol esta escorrentía fue consecuencia de el bajo grado de desarrollo vegetal y los procesos de encostramiento superficial, lo que guardaba cierta relación con la intensidad del evento. Por el otro, en los suelos enmendados con polímeros, fue la hidratación de la enmienda la principal causa de los mismos. Respecto a las tasas anuales medias de erosión, en ambos tratamientos se superó el valor medido en el control (1,04 Tn ha⁻¹ año⁻¹ y 0,96 Tn ha⁻¹ año⁻¹ para los conjuntos polímeros y estiércol, respectivamente). Ambas tasas, estaban lejos del umbral de tolerancia

permitido. Sin embargo, al igual que en los suelos control, la desviación estandar enmascaraba los datos por medios indicando sesgo positivo en los mismos. Es decir, fueron los eventos externos asociados al final del verano mediterráneo, aquellos que mayores tasas de erosión produjeron. Concretamente, el evento del 30/sep/2012 había supuesto un 72,6% y un 63,7% de los sedimentos totales emitidos en los tratamientos estiercol y polímeros, respectivamente. Este evento se corresponde con el máximo de la serie en ambos tratamientos. Así, las tasas de erosión medidas fueron $96,8 \text{ Tn ha}^{-1}$ y $78,3 \text{ Tn ha}^{-1}$, respectivamente. En términos generales, desde el punto de vista de gestión podemos afirmar que las enmiendas polímeros y estiercol, no resultan estrategias efectivas para combatir los procesos de pérdida de suelo en los primeros años después de ejecutar una propuesta forestal en ambientes mediterráneos.

4. SÍNTESIS: EFECTO GLOBAL DE LAS ENMIENDAS EN EL SISTEMA ECO-GEOMORFOLÓGICO DE UN AMBIENTE ECOTONO. IMPLICACIONES

Esta investigación trata de evaluar, el efecto que determinadas enmiendas ejercen en los distintos elementos y procesos que interactúan en el marco del sistema eco-geomorfológico de un área experimental. Esto se ha realizado mediante el análisis individual pero interrelacionado de sus elementos (clima, suelos, vegetación y agua). El planteamiento general de la investigación, surgió de la simple observación del entorno, siempre bajo un enfoque forestal y pensando en mitigar aquellos factores causantes de la degradación/pérdida de suelo en zonas de montaña mediterráneas, en condiciones de ecotono entre los regímenes climáticos subhúmedos y semiáridos.

En base a los trabajos previos, cabe pensar que la mejor manera de frenar la degradación del suelo, considerando el funcionamiento interno del sistema eco-geomorfológico mediterráneo, altamente vulnerable, es restaurando su cubierta vegetal (Thornes, 1990; Castillo et al., 1997; Cerdà, 2001). Sin embargo, teniendo en cuenta la influencia del clima mediterráneo y en base a otras experiencias previas, el éxito de una reforestación está directamente relacionado con el estado que presentase el suelo antes y durante el proceso de restauración de la cubierta (Whisenant et al., 1995 y 1999). Basándonos en las exitosas experiencias para la recuperación de la salud de los suelos demostradas por otros autores en suelos agrícolas (Bulluck et al., 2002; Pérez-Lomas et al., 2010; Parras-Alcántara et al., 2013), nos planteamos la posibilidad de trasladar estas observaciones a un ámbito forestal. Si había funcionado en suelos agrícolas para mejorar la producción de los mismos, podrían ser utilizadas como complemento a un plan de reforestación y así, mejorar la supervivencia de los individuos.

A partir de esto, como geógrafos físicos, quisimos dar un paso más, ampliando el campo de visión reflexionando no solo sobre los procesos de restauración de cubierta, sino analizando el concepto desde un punto de vista sistémico, pues como ya hemos mencionado varias veces a lo largo de esta tesis, sabíamos que dentro del sistema eco-geomorfológico los elementos que lo componen están interrelacionados y son dependientes unos de otros. Por tanto, nos era imposible hablar sobre el estado de la vegetación, sin hacer alusión al estado del suelo, la influencia del clima o los procesos hidrológicos. Tras dos años de estudio, en comparación con los suelos no enmendados, los resultados obtenidos en las parcelas reforestadas con suelos enmendados mostraban, en general, un efecto positivo de estas sobre la tasa de éxito de la reforestación cuando los suelos forestales se habían tratado con mulch de paja, mulch de astillas de poda de Aleppo pine o polímeros hidroabsorbentes. Sin embargo, los suelos enmendados con estiércol de origen vacuno o lodos de depuradora, no mostraron mejoría en las tasas de supervivencia respecto al control.

La hipótesis inicial era que los suelos enmendados (con paja, poda, lodos, polímeros y estiércol) mejorarían el éxito de la reforestación, ya que las enmiendas producirían una mejora de la calidad del suelo (Lee et al., 2004; Wright y Hons, 2005; Heras et al., 2005). En concreto, las enmiendas debían producir un aumento en el contenido de carbono orgánico del suelo durante los primeros meses tras la aplicación de las mismas y ante la falta de aporte natural, debido a la eliminación de la cubierta vegetal preexistente. Este aumento en el carbono orgánico, produciría mayor disponibilidad de nutrientes, favorecería la formación de agregados y, por tanto, una mejora en la estructura del suelo. Consecuentemente, generaría un aumento de la retención de agua y de la tasa de infiltración del suelo. Es por ello que se esperaba que el aumento del carbono orgánico y de la estabilidad de los agregados del suelo, favoreciera el desarrollo de los plantones (Adekalu et al., 2007; Mulumba y Lal., 2008). Así también se exponía en el Inventario de Tecnologías y Técnicas de manejo de suelo, PAND (2008), elaborado por el gobierno de España, dirigido a empresarios y gestores del territorio, tanto para suelos agrícolas como para suelos forestales. Sin embargo, sorprendentemente, pese a lo que otros autores habían descrito (Tejada y González, 2003; González-Ubierna et al., 2012), nuestros datos de carbono orgánico apenas mostraron diferencias entre los tratamientos durante todo el periodo de estudio, por lo que la hipótesis general de la investigación se cumplía parcialmente, pues las diferencias encontradas para la vegetación reforestada en cada tratamiento, fueron la consecuencia de cambios físicos en el perfil del suelo y no del incremento en el contenido de carbono orgánico del suelo, como veremos más adelante.

Cabe decir que inicialmente, en el marco de la reforestación, se había producido una caída en los valores de carbono orgánico en los suelos no enmendados respecto a la condición natural. Los resultados mostraron que los tratamientos de paja, poda,

polímeros, lodos y estiércol, ayudaron a mantener los niveles de carbono orgánico durante los seis primeros meses después del volteo del terreno. Sin embargo, estos valores experimentaron una marcada reducción a lo largo del periodo de estudio. Así, no se apreciaban cambios significativos en el contenido de carbono orgánico del suelo, dos años después de su aplicación, para ninguno de los tratamientos y el control. Creemos que la causa está en la baja tasa de mineralización presentada por las enmiendas y, por tanto, que es necesario un periodo de tiempo superior a los dos años para que, de una forma generalizada, los efectos de las enmiendas se hagan patentes en el suelo. Así, únicamente los tratamientos, paja y poda, habían registrado incrementos en el carbono orgánico del suelo al final del periodo de estudio, aunque estos fueron mínimos. Al igual que para el carbono orgánico, respecto al incremento esperado para el porcentaje de agregados estables en los suelos enmendados, podemos afirmar que las enmiendas habían ayudado a mantener el porcentaje de agregados estables respecto a la condición control en los primeros meses. La causa fue la liberación de carbohidratos en la primera etapa de descomposición de las enmiendas. Sin embargo, pese a lo esperado, los cambios únicamente se hicieron manifiestos para las fracciones correspondientes con los macro-agregados del suelo. Además, al final del periodo de estudio, pese a que el porcentaje de macro-agregados fue mayor en los suelos enmendados, no se observaban grandes diferencias con el porcentaje medido en el control.

Otros estudios habían demostraron que el uso de enmiendas podría conllevar cambios en la acidez y la salinidad del suelo (Bernal et al., 1992; Mendez et al., 2012). Nos planteamos si estos cambios podrían tener efectos adversos sobre la vegetación reforestada. En esta línea los resultados pusieron de manifiesto que ninguna de las enmiendas, había producido cambios significativos en la salinidad o acidez del suelo, que implicasen efectos adversos en las tasas de supervivencia para la vegetación reforestada. Únicamente, los tratamientos de lodos de depuradora generaron cambios en la salinidad respecto al control de una forma prolongada en el tiempo, pero en ningún caso, el suelo se llegó a clasificar como salino (Marañez et al., 1994).

Así, el uso de enmiendas no generó cambios apreciables y significativos en las propiedades físico-químicas de los suelos, suficientes para explicar los cambios encontrados en la supervivencia de los individuos. Pero sí que se apreciaron cambios de visu en la estructura, pues la introducción de un elemento físico, como la paja o la poda, su volteado y mezcla con la matriz del suelo, hacían aumentar las vías de entrada y macro-poros en el perfil, mejorando la infiltración. Por tanto, el uso de las enmiendas debía tener otras implicaciones dentro del funcionamiento del sistema eco-geomorfológico. La precipitación durante todo el periodo de estudio presentó una distribución bastante irregular. Como ya hemos apuntado, el clima mediterráneo se caracteriza por su elevada variabilidad temporal en cuanto al régimen de precipitaciones, tanto a nivel anual como a nivel inter-anual. Analizando la variabilidad

intra-annual esta ha sido muy elevada, observando una alternancia de periodos secos con otros extremadamente lluviosos, lo que suele ser habitual en condiciones mediterráneas. Las lluvias otoñales suelen ser torrenciales y el suelo pasa de estar seco a tener una gran cantidad de humedad en poco tiempo. Ello permitió analizar los efectos de la humectación del suelo en los restantes elementos del sistema eco-geomofológico.

La respuesta del suelo a la lluvia estuvo condicionada por el tipo de manejo que se le aplicó al suelo, si bien algunos tratamientos sorprendieron al compararlos con los suelos no enmendados, pues estos, habían generado una cantidad de sedimentos totales, al final del periodo de estudio, del orden de 95-99% más que los suelos enmendados con paja, poda y lodos. Respecto a la escorrentía, este incremento osciló entre 65-75% dependiendo de la enmienda con la que se comparase. En los suelos tratados con estiércol, también se observó un descenso en la escorrentía total, aunque este fue mínimo. Sin embargo, respecto a la cantidad de sedimentos emitidos, los tratamientos de polímeros o estiércol habían registrado un aumento al final del periodo de estudio respecto al control. La respuesta a este hecho hay que buscarla en los mecanismos de generación de escorrentía para cada uno de los manejos. En las parcelas lodos, polímeros o control, la respuesta hidrológica del sistema, después del evento, fue rápida y ha sido explicada mediante los mecanismos de generación de escorrentía hortoniana. En estos tratamientos, la escorrentía superficial fue la consecuencia de la incapacidad del suelo para infiltrar un volumen de agua superior a su capacidad máxima de infiltración por unidad de tiempo. Del otro lado, los suelos enmendados con mulch de paja, mulch de astillas de pino o lodos de depuradora, mostraron una distribución más uniforme de humedad a lo largo del perfil. Donde, en algunos casos, esta aumentó en profundidad. De una forma genérica, el contacto de la enmiendas con el suelo había fomentado la creación de macroporos en el perfil, lo que había favorecido los procesos de infiltración. Esto permitió que, durante el evento de precipitación, el agua pasara al interior del suelo por la acción de la gravedad y por tanto, que la escorrentía superficial se generase solamente en los casos en que el suelo se encontraba saturado o parcialmente saturado.

Lo anterior no solo tiene consecuencias desde el punto de vista hidrogeomorfológico, pues además, condicionaba la cantidad de agua disponible para que el desarrollo de la vegetación. Esto fue, tanto los días después del evento, como a lo largo del año hidrológico. Tras dos años de estudio, nuestros resultados resaltan para los suelos control (sin enmienda), como las precipitaciones registradas no permitieron el establecimiento de una cubierta vegetal continua. Esto fue debido a que los suelos no enmendados, se encontraban por debajo del punto de marchitez durante más de cuatro meses al año, coincidentes con la época de mayor tasa de evapotranspiración. De este modo, los plantones que aun no podían desempeñar la función protectora del suelo, al llegar la estación seca, se encontraron sometidos a un fuerte estrés hídrico, lo que

impidió su desarrollo y supervivencia. A largo plazo, se tradujo en mayor proporción de suelo desnudo y por tanto, gran parte de la superficie de las parcelas se encontraba más expuesta a los fenómenos de escorrentía superficial y pérdida de suelos. De hecho, los máximos de escorrentía y de tasas de erosión, se asociaron con los eventos de precipitación torrenciales, ocurridos a comienzo del otoño de 2012, poniendo de manifiesto que eran los mecanismos de generación de escorrentía por exceso de la capacidad de infiltración, los dominantes.

Respecto a los suelos enmendados, se observaron dos patrones diferentes en el desarrollo sobre la cubierta vegetal al final del estudio. Por un lado, la adición de lodos, paja o poda incrementó el número de meses en el año en que el agua almacenada, en el perfil del suelo, podía ser aprovechada por las plantas. Lo que sumado a que se habían favorecido los procesos de infiltración, por el volteo y los cambios en la estructura del suelo, suponía mayor cantidad de agua disponible para el mantenimiento/ desarrollo de la cubierta vegetal. Todo ello se tradujo, en una disminución significativa en la pérdida de suelo y nutrientes y en consecuencia, el número de meses en que la vegetación se vio sometida a estrés hídrico, disminuyó frente a los tratamientos control. A corto y medio plazo, esto repercutió de nuevo en la cantidad de agua y de nutrientes disponibles para el desarrollo de los plántones reforestados, generando mayores tasas de supervivencia de los mismos.

Por otro lado, en las parcelas enmendadas con estiércol, con una calidad estructural más baja, había disminuido la tasa de infiltración y el tiempo en que el suelo albergaba agua útil, para la vegetación, respecto a los tratamientos anteriores. La consecuencia directa fue, el predominio de una cubierta vegetal inferior y más abierta, dejando más parches de suelo desnudo, en los que era posible observar la presencia de costras sedimentarias, aparecidas por el depósito de partículas finas provenientes agua arriba de la parcela y dispuestas sobre la superficie del suelo. Esto favorecía los mecanismos de generación de escorrentía hortonianos, que conllevó a un incremento de los fenómenos de escorrentía y pérdida de suelo. Así, las pérdidas de suelo y nutrientes fueron mayores. Para este conjunto, se encontró un bajo porcentaje de éxito para la reforestación.

Los polímeros, sin embargo, merecen una atención particular puesto que los máximos de escorrentía superficial y pérdida de suelo se observaron en las parcelas con este tratamiento. Concretamente, se vinculan con los eventos de precipitación extremos, como los ocurridos el 30 de septiembre del año 2012 y el 18 de noviembre del año 2012, que generaron un 63% de la escorrentía total medida a lo largo de los dos años de estudio. Estas tasas se han atribuido a dos eventos consecutivos que, como ya explicamos, son debidos al paso del estado sólido a gel del polímero al hidratarse. Esto producía un efecto blindaje o sellado de los primeros centímetros de suelo.

Paradójicamente, pese a las elevadas tasas de escorrentía encontradas, debido a la extrema capacidad absorbente del polímero, que favorecía la saturación parcial del suelo en superficie, estos suelos también registraron mayores contenidos de humedad en comparación con los suelos no enmendados. Por lo que en términos generales, habían mejorado la capacidad de retención hídrica y, por tanto, la disponibilidad de agua para la vegetación. Por todo esto, se incrementó el número de meses en que el suelo se encontraba por encima del punto de marchitez, traduciéndose en un mayor éxito de la actuación forestal comparado con los suelos no enmendados. Así, al final del estudio presentaron mayor cubierta vegetal.

Desde el punto de vista de la gestión forestal y su posible aplicabilidad, nuestros resultados apuntan a que los tratamientos lodos, polímeros o estiércol no son aconsejables para la restauración de la cubierta en ambientes forestales mediterráneos, ya sea por su implicación directa sobre cubierta vegetal reforestada o por las consecuencias negativas desde el punto de vista de la pérdida de suelo. Al contrario, los tratamientos de paja y poda sí resultaron ser muy efectivos en la reducción de las tasas de escorrentía y pérdida de suelo, a través de la mejora de la macro-agregación y estructura del suelo, permitiendo la entrada de más agua y su posterior aprovechamiento por parte de la vegetación reforestada. Además, en especial los restos de poda, se tratan de enmiendas que pueden ser aplicadas con costes económicos muy bajos puesto que pueden ser generados en la propia zona forestal, como subproducto de las actividades de silvicultura y, por tanto, se suprimen los gastos derivados del transporte a la vez que se le da salida a los mismos, por ejemplo, aquellos generados en los tratamiento silvícolas post-incendio. En síntesis, se puede sugerir el uso de estas enmiendas en el proceso de restauración de la cubierta vegetal, en áreas de monte mediterráneo que son afectadas por procesos de degradación del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Abrahams, A.D., Parson, A.J., Wainwright, J. 1994. Resistance to overland flow on semiarid grassland and shrubland hillslopes, Walnut Gulch, Southern Arizona. *Journal of Hydrology* 156: 431-446.
- Abrol, V., Shainberg, I., Lado, M., Ben-Hur, M., 2013. Efficacy of dry granular anionic polyacrylamide (PAM) on infiltration, runoff and erosion. *European Journal of Soil Sciences* 64 (5): 699-705.
- Adekalu, K.O., Olorunfemi, I.A., Osunbitan, L.A. 2007. Grass mulching effect on infiltration, surface runoff and soil loss of three agricultural soils in Nigeria. *Bioresource Technology* 98: 912-917.
- Albaladejo, J., Castillo, V., Díaz, E., 2000. Soil loss and runoff on semiarid land as amended with urban solid refuse. *Land Degradation and Development* 11 (4): 363-373.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology* 77:109-114.
- Alegre, J., Alonso-Blázquez, N., de Andres, 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: 203-2011.
- Allakherdiez, S.I., Sakamoto, A., Nishiyama, Y., Murata, N. 2000: Ionic and Osmotic Effects of NaCl-Induced Inactivation of Photosystems and I and II in *Synechococcus* sp. *American Society of Plant Physiologists* 123: 1047-1056.
- Almendros, G., Gonzalez-Vila, J., González-Pérez, J.A., Knicker, H., de la Rosa, J.M. 2010. Protocolos y técnicas para evaluar el impacto del fuego sobre la materia orgánica. Cerdá, A y Jordán, A. (Eds). *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. 291-319 pp.
- Andreu, V., Imeson, A., Rucio, J.L. 2001. Temporal changes in soil aggregates and water erosion after wildfire in Mediterranean pine forest. *Catena* 44: 69-78.
- Antolin, M.C., Pascual, I., García, C., Polo, A., Sánchez-Díaz, M. 2005. Growth, yield and solute content of barley in soils treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions. *Field Crops Research* 94:224-237.

- Bark, N., Weindorf, D.C., Zhu, Y., Arceneaux, A.E., Selim, H.M. 2012. Evaluation of compost/mulch as highway embankment erosion control in Louisiana at the plot-scale. *Journal of Hydrology*, 468: 257-267.
- Barthès, B., Azontonde, A., Boli, B.Z., Prat, C., Roose, E. 2000. Field-scale runoff and erosion in relation top topsoil aggregate stability in three tropical regions (Benin, Cameroon, Mexico). *European Journal of Soil Science* 51: 485–495.
- Bastida, F., Moreno, J.L., García, C., Hernández, T. 2007. Addition of urban waste to semiarid degraded soil: long-term effect. *Pedosphere* 17:557–567.
- Bausters, T.W.J., Steenhuis, T.S., Parlange, J.Y. 1998. Preferential flow in water-repellent sands. *Soil Science of America* 62: 1185-1190.
- Bautista, S. 1999. Regeneración post-incendio de un pinar (*Pinus halepensis*, Miller) en ambiente semiárido. Erosión del suelo y medidas de conservación a corto plazo. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. 238 pp.
- Ben-Hur, M., Keren, R., 1997. Polymer Effects on Water Infiltration and Soil Aggregation. *American Society of Agronomy* 61 (2): 565-570.
- Bernal, M.P., Roig, A., Lax, A., Navarro, A.F. 1992. Effects of the application of pig slurry on some physico-chemical and physical properties of calcareous soils. *Bioresource Technoogy* 42 : 233–239.
- Benedicto-Valdés, G.S., Hidalgo-Moreno, C., Ordaz-Chaparro, V., Sanchez-Hernandez, R., Palma López, D.J. 2005. Cambios en las propiedades físicas de un suelo arcilloso por aportes de lombricomposto de cachaza y estiércol . *Revista de la Ciencia y Tecnología de América* 30:775-779.
- Benito, E., Díaz-Fierros, F. 1996. Descripción de un simulador de lluvia para estudios de erodibilidad del suelo y estabilidad de los agregados al agua. *Anales de Edafología y Agrobiología* 9: 1115-1126.
- Beven, K., 2002. Runoff generation in semi-arid areas. Bull, L.J., Kirkby, M.J. (eds). *Dryland rivers, Hydrology and Geomorphology of Semi-Arid Zones*, Wiley, pp 57-105.
- Blanco-Canqui, H., Lal, R. 2008. No-tillage and soil profile carbon sequestration: An On-farm assessment. *American society of Agronomy* 72: 693-701.
- Bodí, M.B., Muñoz-Santa, I., Armero, C., Stefan, H.D., Mataix-Solera, J., Cerda, A. 2013. Spatial and temporal variations of water repellency and probability of its occurrence in calcareous Mediterranean rangeland soils affected by fires. *Catena* 108: 14-25.

- Boix-Fayos, C. 1999. Procesos geomorfológicos en diferentes condiciones ambientales mediterráneas: el estudio de la agregación y la hidrología de los suelos. Tesis doctoral. Servicio de publicaciones de la universidad de Valencia. 329 pp.
- Brevik, E.C. 2009. Soil health and productivity. In Soils, plant growth and crop production. W. Verheye (Ed.). Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), EOLSS Publishers, Oxford, UK. (URL: <http://www.eolss.net>).
- Bulluck, L.R., Brosius, M., Evanylo, G.K., Ristano, J.B. 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. *Applied Soil Ecology* 19: 147-160.
- Burch, G.J., Moore, I.D., Burns, J. 1989. Soil hydrophobic effects on infiltration and catchment runoff. *Hydrological Processes* 3: 211-222.
- Burk, C., Langmaack, M., Schrader, S. 2000. Influence of mulch and soil compaction on earthworm cast properties. *Applied Soil Ecology* 14:223-229.
- Calvo, A., Boix-Fayos, C., Imeson, A., 2003. Runoff generation, sediment movement and soil water behavior on calcareous (limestone) slope of some Mediterranean environments in Southeast Spain. *Geomorphology* 50 (1-3): 269-291.
- Cammeraat, E.L.H., 2004. Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104 (2). 317-332.
- Campbell, C.A., McConkey, B.G., Zentner, R.P., Dyck, F.B., Selles, F., Curtin, D. 1995. Carbon sequestration in a Brown Chernozem as affected by tillage and rotation. *Can. J. Soil Sci.* 75: 449-458.
- Caravaca, F., García, C., Hernández, M.T., Roldán, A. 2002. Aggregate stability changes after organic amendment and mycorrhizal inoculation in the afforestation of a semiarid site with *Pinus halepensis*. *Applied Soil Ecology* 19: 199-208.
- Casado-Vela, J., Sellés, S., Díaz-Crespo, C., Navarro-Pedreño, J., Mataix-Beneyto, J., Gómez, I. 2007. Effect of composted sewage sludge application to soil on sweet pepper crop (*Capsicum annuum varannuum*) grown under two exploitation regimes. *Waste Manag* 27 : 1509–1518.
- Casals, P., Cortina, J., Bottner, P., Coûteaux, M.M., Vallejo, V.R. 2000. CO₂ efflux from a Mediterranean semi-arid forest soil. I. Seasonality and effects of stoniness. *Biogeochemistry* 48: 261-281.

- Castillo, V.M., Martines-Menas, M., Albaladejo, J. 1997. Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Science Society of America Journal* 61: 1116-1121.
- Cerdá, A. 1997. Distribución de la humedad del suelo en las cárcavas del sur del país valenciano. *Cuadernos de Geografía* 61: 1-13.
- Cerdá, A. 1991. La erosión del suelo y sus tasa en España. *Ecosistemas* 2001/3 (URL: www.aet.or/ecosistemas/013/revision1.html)
- Cerdá, A. 1998. Soil aggregate stability under different Mediterranean types. *Catena* 32: 73-86.
- Cerdá, A. 2001. Effects of rock fragments cover on soil infiltration, inter-rill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science* 52: 59-68.
- Cerdá, A. 2005. Implicaciones del manejo agrícola en la pérdida de agua por escorrentía. Estacion experimental El Teularet-Sierra de Enguera, Valencia. En “ reto de agricultura, el medio ambiente, la energía y la nueva Política Agraria Común”. 309-311 pp.
- Cerdá, A., Bodí, M.B. 2007. Erosión hídrica en suelos afectados por incendios. Mataix-Solera (Eds.). *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. Caja Mediterránea. CEMACAM. Font Roja-Alcoi. Alicante.71-118 pp.
- Cerdá, A., Bodí, M.B. 2008. Erosión hídrica del suelo en territorio Valenciano. Cerdá, A. (Eds.). *Erosión y Degradación del suelo agrícola en España*. Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de València. Valencia. 61-63 pp.
- Cerdá, A., Doerr, S. 2005a. Influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following a fire: an 11-year investigation. *International Journal of Wildland Fire* 14:243-437.
- Cerdá, A., Lasanta, T. 2005b. Long-term erosional responses after fire in the Central Spanish Pyrenees. 1. Water and sediment yield. *Catena* 60: 59-80.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soil: a review. *Oecologia* 143: 1-10.
- Chaudhuri, S., McDonald, L.M., Skousen, J., Pena-Yewtukhiw, E.M. 2013. Soil organic carbon molecular properties: effects of time since reclamation in a minesoil chronosequence. *Land Degradation & Development*. DOI:10.1002/ldr.2202.
- Chirno, E., Bonet, A., Bellot, J., Sánchez, J.R. 2006. Effects of 30-year-old Aleppo pine plantations on runoff, soil erosion, and plant diversity in semi-arid landscape in south eastern Spain. *Catena* 65:19-29.

- Cuevas, J.B., Seguel, O.S., Ellises, A., Dörner, F. 2006. Efecto de las enmiendas orgánicas sobre las propiedades físicas del suelo con especial referencia a la adición de lodos urbanos. *R.C. Suelo Nutr. Veg* 6: 1-12.
- DeBano, L.F. 1971. The effect of hydrophobic substances on water movement in soil during infiltration. *Soil Science Society of American Proceedings* 35: 340-343.
- Dekker, L.W. y Ristsema, C.J. 2000. Wetting patterns and moisture variability in water repellent Dutch soils. *Journal of Hydrology* 231-232: 248-164.
- Díaz-Fierros, F., Benito, E., Pérez-Moreira, R. 1990. Solute loss and soil erosion in burned soil from Galicia (NW Spain). Goldammer, J.G., Jenkis, M.J. (Eds.). *Fire ecosystem dynamics: Mediterranean and Northern perspective*. SPB Academic Publishing. 103-116 pp.
- Díaz-Romero, M., Copano González de Heredia, C., Rojo Serrano, L. 2009. Diseño de repoblaciones forestales en función de la disponibilidad hídrica del terreno. V Congreso Forestal Español: Saber qué hacer. Sociedad Española de las Ciencias Forestales. S.C.E.F. Junta de Castilla y León.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. 2009. Soil water repellency. Principles, causes and relevance in fire-affected environments. Cerda, A., Mataix-Solera, J. (eds.). *Efecto de los incendios forestales sobre los suelos de España. El estado de la cuestión visto por científicos españoles*. Universitat de València. Valencia.
- Dunne, T., Black, R. 1970. An experimental investigation of runoff production in permeable soils. *Water Resources Research* 43: 225-237.
- Dunne, T., Zhang, W., Aubury, B.F. 1991. Effects of rainfall, vegetation and microtopography on infiltration and runoff. *Water Resources Research* 27:2271-2285.
- Durán, V.H., Rodríguez, C.R., Cuadros, S., Francia, J.R. 2014. Impact of soil erosion and runoff on mountain slopes of Mediterranean agroecosystems. *Ecosistemas* 23:66-72.
- Duryea, M.L., Jeffery, E.R., Hermasen, A.L. 1999. Will subterranean termites consume landscape mulches. *Journal of arboriculture* 25:88-97.
- Eaton, J.M., McGoff, N.M., Byrne, K.A., Leahy, P., Kiely, G. 2008. Land cover change and soil organic C stocks in the Republic of Ireland 1851–2000. *Climatic Change* 91: 317–334.
- Edwards, L., Burney, J.R., Richter, G., MacRae, A.H., 2000. Evaluation of compost and straw mulching on soil-loss characteristics in erosion plots of potatoes in Prince Edward Island, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 81 (3): 217-222.

- Ellises, A., Ramirez, C., Mac Donal, R., Figueroa, S. 1993. Modificaciones estacionales en la distribución del espacio poroso por tamaño en un suelo sometido a variado uso forestal. *Bosque* 14: 31-35.
- Ellises, A., Ramirez, C., Mac Donal., R. 2003. Wetting capacity distribution in aggregates from soil with different management. *Food, Agriculture & Environment* 1: 229:233.
- Farres, P. 1978. The role of time and aggregate size in the crusting process. *Earth Surface Proceedings* 3: 243-254.
- Ferreras, L., Gómez, E., Torresani, S., Firpo, I., Rotondo, R. 2006. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology* 97 : 635-640.
- Flanagan, D.C., Norton, L.D., Shainberg, I., 1997a. Effect of water chemistry and soil amendments on a silt loam soil-Part 1: infiltration and runoff. *Transactions of the ASAE* 46 (6): 1549-1555. American Society of Agricultural Engineers (eds) St, Joseph, MI, ETATS-UNIS.
- Flanagan, D.C., Norton, L.D., Shainberg, I., 1997b. Effect of water chemistry and soil amendments on a silt loam soil-Part 2: soil erosion. *Transactions of the ASAE* 46 (6): 1555-1561. American Society of Agricultural Engineers (eds) St, Joseph, MI, ETATS-UNIS.
- Franco-Otero, V.C., Soler-Rovira, P., Hernández, D., López-De-Sá, E., Plaza, C.S. 2011. Short-term effects of organic municipal wastes on wheat yield, microbial biomass, microbial activity, and chemical properties of soil. *Biol Fertil Soils*. 12: 1257-1268.
- Gabarrón-Galeote, M.A. 2011. La vegetación como reguladora del recurso hídrico en ambiente mediterráneo. Tesis Doctoral. Departamento de Geografía. Universidad de Málaga. 12-14 pp.
- Gabarron-Galeote, M.A., Martinez-Murillo, J.F., Quesada, M.A., Ruiz-Sinoga, J.D. 2013. Seasonal changes of the soil hydrological and erosive response in contrasted Mediterranean eco-geomorphological conditions at patch scale. *Solid Earth* 5: 1423-1460.
- García, C., Hernández, T., Albadalejo, J., Castillo, V., Roldán, A. 1998. Revegetation in semiarid zones: influence of terracing and organic refuse on microbial activity. *Soil Science Society of America Journal* 62: 670-676.
- García-Gomez, A., Bernal-Calderón, M.P., Roig, A. 2005. Humification parameters, organic waste management, organic matter. *Compost Science and Utilization* 13: 127-135.

- García-Orenes, F., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Bodí, M.B., Arcenegui, V., Zornoza, R., Sempere, J.G. 2009. Effects of agricultural management on surface soil properties and soil–water losses in eastern Spain. *Soil and Tillage Research* 106: 117-123.
- Galdos, M.V., De Maria, I.C., Camargo, O.A., 2004. Soil chemical properties and corn production in a sewage sludge-amended soil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 28 (3): 569-577
- García-Orenes, F., Guerrero, C., Roldán, A., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Zorzona, B., Bárcenas, G., Caravaca, F. 2010. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil and Tillage Research* 109: 110-115.
- Gholami, L., Reza Sadeghi, S.H., Homaei, M., 2012. Efficiency of rice straw mulch as a soil amendment to reduce splash erosion. *Erosion and Sediment Yields in the Changing Environment. Proceedings of a symposium held at the Institute of Mountain Hazards and Environment, CAS-Chengdu, China*, pp 11–15. IAHS Publ. 356.
- Gonzalez-Fernandez, P., Ordoñez-Fernandez, R., Espejo-Serrano, R., Peregrini-Alonso, F. 2003. Cambios del pH del perfil de un suelo ácido cultivado y enmendado con diversos materiales para incrementar su fertilidad. Álvarez-Benedí, P. Y Marinero, P. (Eds). *Estudios de la zona no saturada del suelo Vol. VI*.
- González-Ubierna, S., Jorge-Mardomingo, I., Carrero-González, B., De la Cruz, M.T., Carserrmeiro, M.A. 2012. Soil organic matter evolution after the application of high doses of organic amendments in a Mediterranean calcareous soil. *Soils and Sediments* 12: 1257-1268.
- Green, V.S, Stott, D.E., Cruz, J.C., Curi, N. 2007. Tillage impact on biological activity and aggregation in Brazilian Cerrado Oxisol. *Soil Till. Res.* 92: 114-121.
- Guang-Ming, L., Jing-Song, Y., Rong-Jiang, Y. 2006. Electrical conductivity in soil extracts: chemical factors and their intensity. *Pedosphere* 16: 100-107.
- Guerrero, C., Gómez, I., Mataix-Solera, J. 2007. El uso de enmiendas en la restauración de suelos quemados. Mataix-Solera, J. (Eds.). *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. CEMACAM, Font Roja-Alcoi. Alicante. España.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., García-Orenes, F., Gómez, I., 2001. Different Patterns of Aggregate Stability in Burned and Restored Soils. *Arid Land Research and Management* 15 (2): 163-171.

- Guidi, G., Pagliai, M., Giachetti, M. 1983. Modifications of some physical and chemical soil properties following sludge and compost applications. The influence of sewage sludge on physical and biological properties of soils. Catroux, P., L'hermite y E. Suess, eds. 122-130. Dordrasht, Holanda.
- Hang, R.T. 1991. The practical handbook of compost engineering. Lewis published (Eds). 4-63 pp.
- Heras, J., Manas, P., Labrador, J. 2005. Effects of several applications of digested sewage sludge on soil and plants. J. Environ. Sci. Health A. Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng. 40: 437-451.
- Horn, R. 1976. Festigkeitsänderungen infolge von Aggregierungsprozessen eines mesozoischen Tones. Diss. Univ. Hannover, p. 120.
- Horn, R., Domzzal, H., Slowinska-Jurkiewicz, A., van Ouwerkerk, C. 1995. Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment. Soil and Tillage Research 35: 23-36.
- Horton, R.E., 1933. The role of infiltration in the hydrological cycle. Transaction-American Geophysical Union 14: 446-460.
- Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J.F., Ruiz-Sinoga, J.D. 2014a. Impact of organic amendments on forest soil properties under mediterranean climatic conditions. Land Degradation and Development. In Press. DOI : 10.1002/ldr.2296.
- Hueso-González, P., Ruiz-Sinoga, J.D., Martínez-Murillo, J.F., Lavee, H. 2014b. Overland flow mechanisms generation affected by topsoil treatment: application to soil conservation. Geomorphology. In Press. DOI : 10.1016/j.geomorph.2014.10.033.
- Imeson, A.C. 1986. An eco-geomorphological approach to the soil degradation and erosion problem. Fantechi, R., Magaris, N.S. (EDs). Desertification in Europe. Reidel. Dordrecht. 110-125.
- Imeson, A.C., Lavee, H. 1998. Soil erosion and climate change: the transect approach and the influence of the scale. Geomorphology 23: 319-337.
- Jesen, H.L. 2009. The Microbiology of Farmyard Manure Decomposition in Soil II. Decomposition of Cellulose. Journal of agricultural Science 21: 81-100.
- Jordán, A., Zavala, L.M., Gil, J. 2010. Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. Catena 81: 77-85.

- Kirby, M.J. 1987. Modelling some influences of soil erosion, landslides and valley gradient drainage density and hollow development. *Catena Supplement* 10:1-14.
- Lal, R. 1997. Residues management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. *Soil and Tillage Research* 43: 87-107.
- Latron, J., Soler, M., Llorens, P., Gallart, F., 2007. Spatial and temporal variability of the hydrological response in a small Mediterranean research catchment (Vallcebre, Eastern Pyrenees). *Hydrological Processes* 22 (6): 775-787.
- Lavee, H., Imeson, A.C., Pariente, S., 1998. The impact of climate change on geomorphology and desertification along a Mediterranean arid transect. *Land Degradation and Development* 9: 407-422.
- Lavee, H., Imeson, A.C., Pariente, S., Benyamini, Y. 1991. The response of soils to simulated rainfall along a climatological gradient in an arid and semiarid region. *Catena Supplement* 19:19-37.
- Lax, A., Garcia-Orenes, F. 1993. Carbohydrates of municipal wastes as aggregation factor soil. *Soil Technology* 6: 157-162.
- Lee, J.J., Park, R.D., Kim, Y.W., Shim, J.H., Chae, D.H., Rim, Y.S., Sohn, B.K., Kim, T., Kim, K.Y. 2004. Effect of food waste compost on microbial population, soil enzyme activity and lettuce growth. *Biores. Technol.* 93: 21-28.
- Le Houéron, H.N. 2001. Restoration and Rehabilitation of Arid and Semiarid Mediterranean Ecosystems in North Africa and West Asia: A review. *Arid soil Research and Rehabilitation* 14: 3-14.
- López-Bermúdez, F., García-Ruiz, J.M. 2008. La degradación del suelo por erosión hídrica en España. Cerdá, A. (Eds.). *Erosión y Degradación del suelo agrícola en España*. Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de València. Valencia. 11-50 pp.
- Li, X., Li, Z., Ding, Y., Liu, S., Zhao, Z., Luo, L., Pang, H., Li, C., Li, H., You, X., Wang, F. 2007. Seasonal variations of PH and electrical conductivity in a snow-firn pack on Glacier No, 1, eastern Tianshan, China. *Cold. Regs. Sci. Technol.* 48: 55-63.
- Ludwing, J.A, Tongway, D.J. 1996. Rehabilitation of Semiarid Landscapes in Australia. II. Restoring vegetation patches. *Restoration Ecology* 4: 398-406.
- Madejón, E., Moreno, F., Murillo, J.M., Pelegrín, F. 2007. Soil biochemical response to long-term conservation tillage under semi-arid Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research* 94: 346-352.

- Marañes, A., Sánchez Garrido, J.A., De Haro Lozaño, S., Sánchez Gomez, S.T., Lozano Cantarero, F.J. 1994. Análisis de suelo, metodología e interpretación. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Almería (eds). 126 pp.
- Marinari, S., Mancinelli, R., Campiglia, E., Grego, S. 2006. Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in Central Italy. *Ecol. Indicators* 6: 701-711.
- Marqués, J.M, 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 (4): 339-350.
- Martinez-Cámara, C.O, Sanchez-Yañez, J.M, Marqués-Benavides, L., Mendoza-Chavez, E.A. 2011. Comparación de dos técnicas para la detección y cuantificación de las poblaciones celulolíticas y hemicelulolíticas en residuos sólidos urbanos. *Hacia la sustentabilidad: Los residuos sólidos como fuente de energía y materia prima.* 576-584 pp. ISBN 978-607-607-015-4.
- Martínez-Fernandez, J. 1996. Variabilidad espacial de las propiedades físicas e hídricas de los suelos medio semiárido mediterráneo. Universidad de Murcia. 191 pp.
- Mataix-Solera, J., Benito, E., Andreu, V., Cerdá, A., Llovet, K., Úbeda, X., Martí, C., Varela, E., Gimeno, E., Arcenegu, V., Rubio, J.L., Campo, J., García-Orenes, F., Badía, D. 2010. ¿Cómo estudiar la estabilidad de agregados en suelos afectados por incendios? Métodos de interpretación de resultados. Cerdá, A. y Jordán, A. (Eds). *Actualización de métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales.* FUEGORED. 113-131 pp.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C. 2007. Efecto de los incendios forestales en las propiedades edáficas. Mataix-Solera, J. (Eds). *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica.* Caja Mediterránea CEMACAM Font Roja-Alcoi. Alicante. 5-40 pp.
- McTierran, K.B., Coûteaux, M.M., Berg, B., Berg, M.P., Calvo de Cinta, R., Gallardo, A., Kratz, W., Puissi, P., Remade, J., Viezo de Santo, A. 2003. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 801-812.
- Méndez, A., Gomez, A., Paz-Ferreiro, J., Gascó, G. 2012. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. *Chemosphere* 89: 1354-1359.
- Mintegui-Aguirre, J.A., López-Unzu, F. 1990. La ordenación agrohidrológica en la planificación. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, 306 pp.

- Montgomery, D.R., 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 13268-13272.
- Morugán-Coronado, A., García-Orenes, F., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J. 2011. Short-term effects of treated wastewater irrigation on Mediterranean calcareous soil. *Soil and Tillage Res* 112: 18–26.
- Mulumba, L.N., Lal, R. 2008. Mulching effects on selected soil physical properties. *Soil and Tillage Research* 98: 106-111.
- Novara, A., Gristina, L., Bodì, M.B., Cerdà, A. 2011. The impact of fire on redistribution of soil organic matter on a mediterranean hillslope under maquia vegetation type. *Land. Degrad. Dev.* 22: 530-536.
- Ojeda, G., Alcañiz, J.M., Ortiz, O., 2003. Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degradation and Development* 14 (6): 563-573.
- PAND, 2003. Programa de Acción Nacional Español de Lucha contra la Desertificación. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 175 pp.
- PAND, 2008. Programa de Acción Nacional Español de Lucha contra la Desertificación, en cumplimiento de la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación.
- Parida, A.K., Das, A.B. 2005. Salt tolerance and salinity effects on plants: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60: 324–349.
- Parras-Alcántara, L., Díaz-Jaimes, L., Lozano-García, B. 2013. Organic farming affects C and N in soils under olive groves in Mediterranean areas. *Land. Degrad. Dev.* En prensa. DOI: 10.1002/ldr.2231.
- Pascual, J.A., García, C., Hernández, T. 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource Technology* 68: 255-264.
- Pérez-Lomas, A.L., Delgado, G., Párraga, J., Delgado, R., Almendros, G., Aranda, V. 2010. Evolution of organic matter fractions after application of co-compost of sewage sludge with pruning waste to four Mediterranean agricultural soils. A soil microcosm experiment. *Waste Manag* 30: 1957–1965.
- Pierce, F.J., Fortin, M.C., Staton, M.J. 1994. Periodic plowing effects on soil properties in a no-tillage farming system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1782-1787

- Poesen, J., Lavee, H. 1994. Rock fragments in topsoils: significance and processes. *Catena* 23: 1-28.
- Prinsen., P. 2010. Composición química de distintos materiales lignocelulíticos de interés industrial y análisis estructural de sus ligninas. Tesis de Master en Estudios Avanzados en Química. Departamento de Química Orgánica. IRNAS- CSIC. 2-23 pp.
- Puigdefábregas, J., Sánchez, C. 1996a. Vegetación dispersa y flujo de vertiente en medio semiárido. En: Grandal, A. Pagés, J. (Eds). *Actas de la IV Reunión de Geomorfología de la Sociedad Española de Geomorfología, Cuadernos de Laboratorio Xeoloxio de Laxe* 21: 375-392.
- Puigdefábregas, J., Sánchez, G. 1996b. Geomorphological implications of vegetation patchiness on semi-arid slopes. En: Anderson, M.G., Brooks, S. (Eds). *Advances in Hillslope Processes. Volumen 2. Wiley-* 1027-1060 pp.
- Rengasamy, P., Olsson, K.A. 1991. Sodicity and Soil Structure. *Australian Journal of Soil Research* 29: 935-952.
- Reid, J.B., Gross, M.J. 1981. Effect of living roots of different plant species on the aggregate stability of two arable soils. *Journal of Soil Science* 32: 521-541.
- Reynolds, J.F. 2001. Desertification. Levin, S. (Eds.). *Encyclopedia of Biodiversity. Volume 2. Academic Press. Nueva York. Estados Unidos.* 61-78 pp.
- Ritsema, C.J., Dekker, L.W., Hendrickx, J.M.H., Hamminga, W. 1993. Preferential flow mechanism in a water repellent sandy soil. *Water Resource Research* 29: 2183-2193.
- Robichaud, P.R., Jordan, P., Lewis, S.A., Ashmun, L.E., Covert, S.A., Brown, R.E., 2013. Evaluating the effectiveness of wood shred and agricultural straw mulches as a treatment to reduce post-wildfire hillslope erosion in southern British Columbia, Canada. *Geomorphology* 197 (1): 21-33.
- Roldán, A., Albadalejo, J., Thornes, J.B. 1996. Aggregate stability changes in a semiarid soil after treatment with different organic amendments. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10:139-148.
- Roldan, A., Albaladejo, J., Thornes, J.B. 2001. Aggregate stability changes in a semiarid soil after treatment with different organic amendments. *Bioresource Technology* 76:125-129.

- Ros, M., Hernandez, M.T., García, C. 2002. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biology & Biochemistry* 35: 463–469.
- Ruiz-Sinoga, J.D., Martínez-Murillo, J.F. 2009. Eco-geomorphological system response variability to the 2004–06 drought along a climatic gradient of the Littoral Betic Range (southern Spain). *Geomorphology* 103: 351-362.
- Ruiz-Sinoga, J.D., Romero-Díaz, A. 2010. Soil degradation factors along a Mediterranean pluviometric gradient in Southern Spain. *Geomorphology* 118: 359–368.
- Ruiz-Sinoga, J.D., Pariente, S., Romero-Díaz, A., Martínez-Murillo, J.M. 2012. Variability of relationships between soil organic carbon and some soil properties in Mediterranean rangelands under different climatic conditions (South of Spain). *Catena* 94: 17–25.
- Sargadoy, M.A, y Mandolesi, M.E., 2004. *Biología del suelo. Una guía de estudio*. Universidad nacional del Sur (Eds.). ISBN. 987-9281-97-7.
- Sarkanen, K. V. y Ludwig C. H. 1971. *Lignins. Occurrence, formation, structure and reactions*, Wiley-Interscience, New York.
- Serrada, R. 2000. *Apuntes de Repoblaciones Forestales*. Fundación Conde Valle de Salazar. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Madrid.
- Shachak, M., Sachs, M., Moshe, I. 1998. Ecosystem management of desertied schrublands in Israel. *Ecosystem* 1: 475-483.
- Shazana, M.A.R.S., Shamshuddin, J., Fauziah, C.I., Syed-Omar, S.R. 2013. Alleviating the infertility of an acid sulphate soil by using ground basalt with or without lime and organic fertilizer under submerged conditions. *Land. Degrad. Dev.* 24 : 129–140.
- 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 (6): 654-677.
- Sort, X., Alcañiz, J.M., 1999. Modification of soil porosity after application of sewage sludge. *Soil and Tillage Research* 49 (4): 337-345.
- Srinivasarao, C.H., Venkateswarlu, B., Lal, R., Singh, A.K., Kundu, S., Vittal, K.P.R., Patel, J.J., Patel, M.M. 2013. Long-term manuring and fertilizer effects on depletion of soil organic carbon stocks under pearl millet-cluster bean-castor rotation in Western India. *Land. Degrad. Dev.* 25: 173-183.

- Tejada, M., Gonzalez, J.L. 2003. Effects of the application of a compost originating from crushed cotton gin residues on wheat yield under dryland conditions. *European Journal of Agronomy* 19: 357-368.
- Tejada, M., Gonzalez, J.L., 2006. The relationships between erodibility and erosion in a soil treated with two organic amendments. *Soil Tillage Research* 31 (1-2): 186-198.
- Thornes, J. 1985. The ecology of erosion *Geography*: 222-235.
- Thornes, J. 1990. The interaction of erosional and vegetation dynamics in land degradation spatial outcomes. Thornes (Eds.). *Vegetation and erosion*. Wiley, Nueva York, Estados Unidos. 41-56 pp.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. 1982. Organic matter and waste stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141-163.
- Tongway, D.J., Ludwig, J.A. 1996. Rehabilitation of Semiarid Landscape in Australia. I. Restoring productive soil patches. *Restoration Ecology* 4:388-397.
- Tsukamoto, Y. 1961. An experiment on sub-surface flow. *Journal of the Japanese Forestry Society* 13: 62-67.
- Unger, P.W. 1984. Tillage systems for soil water conservation. F.A.O Soils Bulletin. ISBN: 92-5-102154-6.
- Valenzuela, E., Leiva, E., Godoy, R. 2001. Seasonal variation and enzymatic potential of microfungi associated with the decomposition of *Nothofagus pumilio* leaf litter. *Revista Chilena de historia Natural* 74: 4.
- Vallejo, V.R I., Serranoles, J., Cortina, J., Selva, P., Valdecantos, A., Vilagrosa, A. 2000. Restoration strategies and actions in Mediterranean degraded lands. Enne, G., Zanolli, C.H., Peter, D. (Eds). *Desertification in Europe: mitigation strategies, land use planning*. Office for official Publication of the European Communities. Luxembourg.
- Verheijen, F.G.A., Cammeraat, L.H. 2007. The association between three dominant shrub species and water repellent soils along a range of soil moisture contents in semi-arid Spain. *Hydrological processes* 21: 2310-2316.
- Wahrmund, U., Hekleau, H., Röser, M., Kästener, A., Vitek, E., Ehrendorfer, F., Bernhard von Hagen, K., 2010. A molecular phylogeny reveals frequent changes of growth form in *Carlina* (Asteraceae). *International Association for Plant Taxonomy* 59 (2): 367-378.

- Wallace, A. 1994. Use of gypsum on soil where needed can make agriculture more sustainable. *Soil Science and Plant Analysis* 25: 109-116.
- Ward, R.C., Robinson, M., 2000. *Principes of Hydrology*. 4th edition, McGraw-Hill, pp 450.
- West, N.E. 1990. Structure and function of mycropytic soil crust in wildland ecosystems of semi-arid regions. *Advances in Ecological Research* 20:179-223.
- West, T.O., Wilfred, M.P. 2002. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1930-1946.
- Whisenant, S. G. 1995. Landscape dynamics and arid land restoration. Roundy, A., McArthur, D., Haley, J.S., Mann, D.J. (compilers). *Proceedings: Wildland Shurb and Arid Land Restoration Symposium*. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station, Odgen, Estados Unidos.
- Whisenant, S. G. 1999. *Repairing Damage Wildlands*. Cambrige University Press. Cambrige. Reino Unido.
- Wright, A.L., Hons, F.M. 2005. Soil carbon and nitrogen storage in aggregates from different tillage and crop regimes. *Soil Science of America Journal* 69:141-147.
- Yazán-Rosero., D.O. (2013). *Descomposición microbiológica de desechos orgánicos vegetales originados en la Universidad Central del Ecuador*. Tesis de Grado para la obtención del Título de Ingeniero Químico.- Carrera de Ingeniería Química. Quito : UCE. 77 pp.
- Yilmaz, E., Alagöz, Z. 2010. Effects of short-term amendments of farmyard manure on some soil properties in the Mediterranean region – Turkey. *International journal of food, agriculture and environment* 8: 859-862.
- Yu, J., Lei, T., Shainberg, I., Mamedov, A.I., Levy, G.J., 2003. Infiltration and erosion in soils treated with dry PAM and gypsum. *Soil Science Society of America Journal* 67 (2): 630–636.

CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO

CAPITULO VI: CONCLUSIONES

Una vez expuesta la investigación llevada a cabo en esta tesis doctoral tanto en su hipótesis y objetivos, métodos y resultados, como la discusión de estos, podemos plantear las pertinentes conclusiones. Estas quedan clasificadas en dos niveles: por un lado, de modo más específico, las referidas a la hipótesis de la investigación (conclusión 1) y los objetivos específicos del trabajo (2 a 7); y por otro lado, otras conclusiones referidas a unas consideraciones, a modo de autoevaluación, sobre la validez de la metodología aplicada y del trabajo en sí (8), así como las directrices interesantes que se pueden desprender de él y los posibles caminos a seguir en futuras investigaciones (9).

En lo que se refiere a la **hipótesis general de la investigación**, en la que se planteaba que “...en una situación de umbral climático o de ecotono entre regímenes mediterráneos subhúmedos y semiáridos, la aplicación de enmiendas ayuda a mitigar los procesos de degradación y pérdida de suelo, así como favorecer el establecimiento de una nueva cubierta vegetal pues, al favorecer el aumento del carbono orgánico y/o la permanencia de agua en el suelo, los suelos sostendrían mejor el crecimiento de la vegetación reforestada”, podemos concluir lo siguiente:

1. La confirmación de la hipótesis de la investigación, depende del tipo de enmienda aplicada al suelo en las condiciones eco-geomorfológicas del área experimental de El Pinarillo. Los lodos de depuradora, el estiércol de origen vacuno y los polímeros hidroabsorbentes, no resultaron enmiendas efectivas para mitigar los procesos de degradación del suelo o favorecer la restauración de la cubierta vegetal: los suelos con polímeros hidroabsorbentes y con estiércol de origen vacuno, mostraron un incremento en la producción de escorrentía y pérdida de suelo respecto a los suelos control; en estos últimos suelos enmendados, además de aquellos con lodos depuradora la restauración de la cubierta vegetal fue limitada. Al contrario, los tratamientos de mulch de paja y mulch de astillas de poda de Aleppo pine (*Pinus halepensis* L.) resultaron métodos efectivos, para la restauración del sistema eco-geomorfológico, conforme a la hipótesis general planteada. No obstante, parcialmente en contra de la hipótesis general, observamos que estas enmiendas no habían generado cambios suficientes en las propiedades químicas como para explicar los cambios encontrados en la supervivencia de los individuos. Pero sí conllevaron cambios estructurales en el suelo, pues con su volteo y mezcla

aparecieron nuevos canales y macroporos. Estos canales fueron responsables de no observar el modelo de generación de escorrentía Hortoniana, descrito para el control, en las parcelas con suelos enmendados de paja y poda, sino mecanismos de saturación del suelo. Ello se corroboró con las bajas tasas de escorrentía generadas, el aumento de la tasa de infiltración y la redistribución de agua en la profundidad del perfil del suelo. Todo ello condicionó que existiese mayor cantidad de agua disponible para el desarrollo de la cubierta vegetal, y que las tasas de pérdida de suelo fuesen mínimas.

Tabla 6.1. Efecto de las enmiendas, respecto al conjunto reforestados y no enmendado, en los procesos de restauración de la calidad del suelo, hidrodinámica del sistema eco-geomorfológico y establecimiento de la cubierta vegetal reforestada. Donde: SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; ≈, efecto similar; +, efecto positivo; -, efecto negativo. Fuente: Elaboración propia.

Enmienda	Calidad suelo	Hidrodinámica (escorrentía/erosión)	Cubierta Vegetal
SM	≈	+	+
PM	≈	+	+
RU	≈	+	-
HP	≈	-	+
SH	≈	-	-

Respondiendo a los **objetivos específicos**, podemos concluir lo siguiente:

2. *Objetivo: Evaluar si se produce una disminución en la calidad del suelo previa debido a la ejecución del plan de reforestación y, en caso de producirse, si el uso de enmiendas podría ayudar a contrarrestar esta pérdida.*

En base a los resultados obtenidos para las propiedades físico-químicas en los suelos control, puede decirse que la puesta en práctica del plan de reforestación había conllevado una reducción de la calidad del suelo. Así, durante los seis primeros meses de estudio, se registró una disminución en el contenido de carbono orgánico del suelo y en el porcentaje de agregados estables. Esto ocurría siempre que la propuesta forestal se llevaba a cabo en condiciones de suelo desnudo, sin la adición de ninguna fuente extra de materia orgánica. Este hecho se ha atribuido al volteo de los primeros 25 cm. del suelo, como resultado de la apertura de los hoyos de plantación.

Uno de los objetivos iniciales para justificar la adición de enmiendas al suelo, fue la posibilidad de minimizar los impactos derivados de la actuación forestal. En este sentido, el uso de las enmiendas ha demostrado tener un efecto positivo para contrarrestar el agotamiento de carbono y la pérdida de estructura del suelo, derivado de la mezcla de los horizontes. Por tanto, concluimos que la adición al suelo de lodos de depuradora, estiércol de origen vacuno, polímeros hidroabsorbentes, mulch de paja o mulch de astillas de Aleppo pine (*Pinus halepensis* L.) a las dosis de 10 Mg ha⁻¹, resultan métodos de gestión adecuados para contrarrestar la pérdida de calidad derivada del manejo del suelo, con fines de reforestación, en el marco del sistema eco-geomorfológico del monte mediterráneo en el área de estudio.

3. *Objetivo: Determinar los cambios en las propiedades físico-químicas indicadoras de salud debidos al uso de enmiendas durante el proceso de restauración de cubierta.*

En términos generales, los tratamientos mulch de paja, mulch de astillas de poda, polímeros hidroabsorbentes, lodos de depuradora y estiércol de origen vacuno, permitieron mantener el contenido de carbono orgánico estable durante los primeros meses tras la reforestación. Sin embargo, este contenido no se mantuvo así en el tiempo, mostrando una marcada reducción conforme avanzaba el tiempo de exposición de la enmienda en el suelo. Al final del periodo de estudio, únicamente los suelos enmendados con paja y poda, registraron un aumento en el carbono orgánico del suelo respecto a los suelos no enmendados, si bien este aumento fue inferior a la unidad. La explicación a esta ausencia de diferencias se ha justificado por las bajas tasas de mineralización de las enmiendas debidas a tres factores: (i) el alto contenido de lignina y sustancias resinosas de los compuestos utilizados; (ii) el hecho de que las enmiendas no sufriesen compostaje previo a su aplicación; (iii) las dosis aplicadas.

En relación a los cambios introducidos en la salinidad del suelo por el uso de las enmiendas, los suelos tratados con paja, poda, polímeros y estiércol incrementaron levemente su conductividad eléctrica, pero sin que aparentemente ello fuese un hándicap para el desarrollo de la vegetación. Este incremento tuvo su origen en la adición de sales solubles procedentes del lavado de la enmienda. Además, las diferencias con el control iban disminuyendo a medida que avanzaba el tiempo de exposición de la enmienda en el suelo. Así, al final del estudio, únicamente se mantenían las diferencias para los suelos enmendados con lodos de depuradora. Respecto a la acidez, ninguno de los tratamientos introdujo variaciones respecto a los suelos no enmendados.

En relación a la agregación del suelo y su estabilidad, podemos afirmar que tras la propuesta forestal, se incrementó ligeramente el porcentaje de agregados estables con independencia del tratamiento aplicado. Específicamente, las diferencias se registraron en la fracción relativa a los macroagregados. Los mayores incrementos se asociaron a los suelos enmendados con un mulch de paja/poda, y a los suelos tratados con lodos. Esto estaba en consonancia con lo descrito para la materia orgánica. Hemos atribuido este hecho al incremento del número agentes cementantes: (i) la aplicación de las enmiendas había provocado la liberación de carbohidratos durante la primera etapa de descomposición de la enmienda; y (ii) con ello, se había favorecido el desarrollo de la cubierta vegetal protectora, lo que había aumentando la proporción de raíces en el suelo y la contribución orgánica al mismo.

Por lo tanto, al contrario de lo esperado, concluimos que las enmiendas no habían generado, a corto plazo, cambios sustanciales en las propiedades físico-químicas de los suelos, como para explicar los cambios encontrados en las tasas de supervivencia de los individuos o en las variaciones hidrodinámicas del sistema eco-geomorfológico. Esto podría deberse a que es necesario un periodo de exposición mayor a dos años, para que los efectos de las enmiendas en el suelo se hagan patentes.

4. *Objetivo: Averiguar cómo afecta la estacionalidad mediterránea a cada uno de los tratamientos objeto de estudio.*

Independientemente del manejo, todas propiedades edáficas analizadas mostraron variabilidad intra-anual. Esta variabilidad, coincidió con la alternancia de estaciones secas y húmedas propias del clima mediterráneo para la zona de estudio. Así, durante la estación seca, la respuesta del sistema eco-geomorfológico tendía a la homogeneización, es decir, a que se minimizaran o anularan las escasas diferencias entre parcelas. Ello fue más visible en el contenido de carbono orgánico. Por un lado, las elevadas temperaturas registradas en el verano favorecen la mineralización de la fracción lábil de la materia orgánica, generando el decrecimiento del contenido de carbono orgánico y del porcentaje de macroagregados estables. Durante la estación seca mediterránea, la mineralización del carbono orgánico y el aumento de las temperaturas producen la liberación de iones. Esto último podría justificar el incremento registrado en la conductividad eléctrica y pH en los dos muestreos de otoño. Por otro lado, durante la estación húmeda, se favorecen los procesos de humificación de la materia orgánica. En este caso, la lluvia al infiltrarse en el suelo y percolar, activa e incrementa los procesos de lixiviación a lo largo del perfil edáfico. Esta lixiviación de los iones podría ser la causa de la disminución encontrada en el pH y la conductividad eléctrica para los muestreos de primavera.

Así, según lo anterior, concluimos que la condición local y el tiempo en el que se lleve a cabo el muestreo deben ser tenidos en consideración a la hora de interpretar los efectos de una enmienda en el suelo a medio y largo plazo.

5. *Objetivo: Conocer el papel de las enmiendas en los mecanismos de generación de escorrentía y sedimentos para un suelo reforestado.*

En condiciones mediterráneas, debido al régimen de precipitaciones y la variabilidad espacial y temporal del sistema eco-geomorfológico, los mecanismos de generación de escorrentía son igualmente variables, pudiéndose registrar mecanismos hortonianos, de saturación o mixtos, en una misma ladera o cuenca. En nuestro estudio, de todos estos mecanismos, fueron los hortonianos o por exceso de infiltración los observados para los suelos control, sin enmienda.

En los suelos tratados, los mecanismos fueron más variables. En los suelos con polímeros y estiércol, la respuesta hidrológica del sistema fue más inmediata durante los eventos de precipitación atendiendo a los cambios en la humedad del suelo. Al igual que los suelos no enmendados, estos tratamientos se asociaron con mayores volúmenes de escorrentía y sedimentos, que en muchas ocasiones, fueron superiores al control, como consecuencia de la superación de la capacidad de infiltración del suelo a modo de mecanismo hortoniano. Por otro lado, en los conjuntos enmendados con mulch de paja y mulch de astillas de pino, se encontraron mayores tasas de infiltración como atestiguan los datos de humedad del suelo, favorecida por los ya comentados cambios en la estructura del suelo. Para estos dos tratamientos, en el caso de que la escorrentía apareciese, lo hacía en menor cantidad que en los suelos no enmendados y respondiendo a mecanismos de saturación del suelo. En cuanto a los suelos enmendados con lodos, estos presentaron un comportamiento similar al descrito para el mulch de paja y el mulch de poda, pero poniendo de relieve una serie de procesos algo más complejos. En este conjunto, se habían encontrado tasas de infiltración altas, al mismo tiempo que una respuesta al evento también inmediata y un contenido de humedad mayor a profundidades de 5 y 25 cm., pero menor a 10 cm. debido a la absorción que a esa profundidad llevaban a cabo las raíces de *Carlina hispanica* Lam., especie vegetal ajena a las reforestadas.

A la escala de parcela a la que se ha hecho este estudio, podemos concluir que en los suelos control y con polímeros y estiércol la respuesta hidrodinámica del sistema está condicionada por los mecanismos de generación de escorrentía hortonianos, mientras que los suelos enmendados con paja, poda o lodos, se

caracterizaron por unos mecanismos de generación de escorrentía por saturación del suelo.

6. *Objetivo: Valorar el papel desempeñado por las enmiendas en el proceso de restauración de la cubierta vegetal.*

Teniendo en cuenta que el periodo de estudio debería ser mayor, en los suelos reforestados, no enmendados, el régimen de precipitaciones, con lluvias escasas y torrenciales, no fue el más óptimo para la recuperación de una cubierta vegetal continúa. Ello, unido a que el agua útil para la vegetación escaseaba en los suelos durante cuatro meses al año, coincidentes con los meses de verano, justificó el alto porcentaje de marras encontrado para la vegetación reforestada en estos suelos control. Este fenómeno redundó negativamente en el conjunto del sistema eco-geomorfológico en estas parcelas a medio plazo, pues la reducción de la cubierta vegetal limitó el aporte de materia orgánica al suelo, con las consiguientes repercusiones en el tamaño de los agregados y su estabilidad y, por tanto, en su capacidad de infiltración.

Puesto que la entrada de agua al sistema en forma de precipitación fue la misma para todos los conjuntos de parcelas, respecto a la cantidad de agua útil en el suelo de la que disponía la vegetación plantada, se han encontrado dos comportamientos totalmente opuestos: (i) aquellos tratamientos asociados a un incremento del periodo de tiempo con agua útil en el suelo; y (ii) aquellos otros tratamientos a asociados una disminución del mismo.

Respecto al primer grupo, los suelos con lodos, polímeros hidroabsorbentes, mulch de paja o mulch de poda presentaron un número de meses mayor con más agua útil para las plantas. Esto se tradujo en menor estrés hídrico para la vegetación, lo que conllevó que el éxito de la actuación forestal fuese superior a los suelos no enmendados y, por tanto, el porcentaje de suelo desnudo menor. Respecto a los suelos tratados con lodos, la respuesta forestal merece un matiz especial. En este tratamiento, pese a que el 100% de la superficie de la parcela comenzó a estar cubierta por vegetación meses después del manejo forestal, el establecimiento de la misma fue la consecuencia directa de la aplicación de los lodos que introdujeron una especie vegetal ajena a las plantadas.

Por el otro lado, respecto al segundo grupo, en las parcelas enmendadas con estiércol, durante menos tiempo pudo registrarse agua útil en suelo para las plantas. Concretamente, el suelo estuvo por debajo del punto de marchitez durante seis meses al año, con lo cual el periodo de tiempo en que la vegetación era sometida a estrés hídrico fue más amplio. La consecuencia directa fue una situación similar a la

descrita para los suelos no enmendados, donde la cubierta vegetal tuvo más dificultades para sobrevivir, siendo más frecuentes los parches de suelo desnudo.

Por tanto, puede concluirse que en condiciones forestales mediterráneas, los tratamientos de mulch de paja, mulch de poda y polímeros hidroabsorbentes, a las dosis de 10 Mg ha⁻¹, resultan métodos efectivos para incrementar el volumen de agua útil en el suelo, así como su permanencia en él. Esto implica más agua disponible para la vegetación, menor estrés hídrico e incremento de las posibilidades de éxito del plan de reforestación.

7. *Objetivo: Analizar qué tratamiento resulta más efectivo para minimizar los procesos de degradación y pérdida de suelo y restaurar el sistema eco-geomorfológico, desde el punto de vista de la gestión.*

Los procesos de degradación/pérdida de suelo y el crecimiento de la cubierta vegetal solo fueron controlados y favorecidos, respectivamente, en las parcelas con suelos tratados con paja y poda de un modo efectivo. Desde el punto de vista de la gestión forestal, resulta muy interesante su aplicación ya que consiguen reducir las tasas de erosión, favorecen la entrada de agua en el perfil, incrementan el periodo de tiempo de agua útil en el suelo, reducen la escorrentía y las pérdidas de suelo. Por consiguiente, puede sugerirse el uso de estas enmiendas en el proceso de restauración de la cubierta vegetal, en condiciones eco-geomorfológicas similares a las descritas en esta tesis doctoral, para mitigar la degradación y pérdida de los suelos, así como para aumentar la cubierta vegetal protectora.

Sin embargo, dado que los restos de astillas de poda pueden ser generados en la propia zona forestal, como subproducto de las actividades de silvicultura, se suprimen los gastos derivados de la adquisición y transporte en buena medida, a la vez que se le da salida a los mismos, por lo cual consideramos que este tratamiento resulta aún más eficiente desde un punto de vista económico.

Otras cuestiones que pueden exponerse a modo de conclusiones son aquellas referidas los **procedimientos metodológicos y técnicas empleadas** en la tesis doctoral, como son las siguientes:

8. El uso de parcelas experimentales con la misma superficie, orientación y pendiente, ha resultado bastante acertado para poder estudiar/comparar *in situ*, los procesos eco-geomorfológicos en cada una de las estrategias objetos de estudio en esta tesis doctoral. Además, el hecho de contar con dos réplicas para cada tratamiento nos ha permitido corroborar que los resultados derivados de cada variable del sistema, en cada tratamiento, no respondían a un patrón aislado sino que eran la consecuencia

del efecto directo de la enmienda en el suelo. Por otro lado, el que todas las enmiendas se hubiesen aplicado de una forma simultánea en el tiempo y a la misma dosis de aplicación, ha facilitado la comparación entre los tratamientos y sus implicaciones en el marco del sistema eco-geomorfológico.

El estudio resulta válido en la medida que permite arrojar luz sobre un tema desconocido y complejo, como es el papel que desempeñan diferentes enmiendas en las relaciones suelo-agua-plantas y su actuación en la restauración efectiva de la cubierta vegetal para así, minimizar las pérdidas de suelo. De este modo lo abalan las dos primeras publicaciones científicas, en revistas internacionales de impacto, ya publicadas (*Land Degradation & Development* y *Geomorphology*) procedentes del trabajo de esta investigación.

No obstante, durante el desarrollo del proyecto se han evidenciado una serie de carencias que recogemos a continuación y que deberían ser paliadas o suprimidas:

- a) Por cuestiones relativas a la puesta en marcha de la red experimental, duración del proyecto y financiación, solo ha sido posible realizar el seguimiento del suelo y la vegetación durante los primeros años tras la reforestación. Puesto que la restauración del suelo es un proceso que debe ser medido a largo plazo, es harto necesario continuar con el estudio para saber el efecto del proceso de descomposición de las enmiendas en las propiedades del suelo, en la evolución de la vegetación reforestada y, por tanto, en la hidrodinámica del sistema y los procesos de degradación y pérdida de suelo.
- b) Los procesos solo se han analizado a escala de microambiente y de parcela, lo cual resultó muy útil para establecer condiciones de partida similares en todos los tratamientos. Sin embargo, sería interesante trasladar el concepto de reforestación a una escala espacial superior, por ejemplo rodal o cantón, para verificar la hipótesis de la investigación en una unidad de gestión forestal real. Concretamente, sería interesante realizar el estudio en un cantón de tamaño medio (20-40 ha), puesto que estos cantones conforman las superficies óptimas de gestión forestal más frecuentes en los montes mediterráneos, tanto por sus características naturales, representativas del entorno, como por la vocación de los mismos.
- c) La representatividad del estudio podría mejorar con la inclusión de más zonas de estudio, por ejemplo aplicando estas enmiendas a las mismas dosis, en áreas con diferente pluviometría o usos del suelo previos, como campos agrícolas abandonados o áreas pastoreadas.

9. Por último, podemos apuntar también una serie de conclusiones o consideraciones relativas a **posibles líneas de trabajo**, que ha abierto esta tesis doctoral, de cara a futuras investigaciones. Esta tesis doctoral ha integrado aspectos conceptuales y experimentales de la *Geomorfología cuantitativa* y el estudio de los *Suelos* que forma parte del grueso de la *Geografía Física*. Eso ha permitido caracterizar los diferentes elementos estructurales del sistema eco-geomorfológico, así como analizar las consecuencias a nivel funcional que se derivan de ellas. Para avanzar en la comprensión de los cambios producidos por las enmiendas en la hidrodinámica del sistema eco-geomorfológico, sería interesante caracterizar la humedad en el perfil bajo condiciones de lluvia controlada y para distintas dosis de aplicación. También, la medición en continuo de la escorrentía generada durante eventos de lluvia real para afinar aún más el conocimiento en sobre esos mecanismos en condiciones naturales. Asimismo, resulta un interesante desafío avanzar en el estudio de la hidrofobicidad del suelo y su interacción con las distintas enmiendas consideradas en la tesis doctoral.

De otro lado, consideramos interesante poder ampliar la escala de trabajo y la variabilidad del ambiente eco-geomorfológico estudiado, en especial investigando la aplicación de enmiendas en ámbitos muy degradados (por ejemplo, campos agrícolas abandonados con problemas de recuperación de la cubierta vegetal, áreas sobrepastoreadas, o áreas afectadas por incendios forestales). Para ello, sería útil la obtención de medidas a una escala espacial más amplia, tanto para profundizar en el estudio de la hidrología como de los procesos de pérdida de suelo, la variabilidad del patrón de vegetación-suelo desnudo o los procesos ya descritos para cada tratamiento. Finalmente, no deberían descuidarse el estudio de procesos adyacentes a los estudiados aquí, que se han revelado de gran importancia en el desarrollo de la estructura del suelo y en el desencadenamiento de los procesos erosivos. Entre ellos cabe destacar, el estudio y la cuantificación de los patrones eco-fisiológicos de la vegetación, las implicaciones en la actividad microbiana del suelo, los procesos de descomposición de las enmiendas en el tiempo y su relación con la mineralización de la materia orgánica o un análisis económico de la puesta en marcha para una propuesta forestal real.

En definitiva, consideramos que este estudio no es solo una contribución que describe algunas características del sistema eco-geomorfológico mediterráneo y su funcionamiento hidrodinámico bajo diferentes manejos. Creemos firmemente que el estudio da ciertas claves para tomar decisiones de gestión, en ecosistemas forestales, bien fundamentadas. Así, los resultados de esta investigación podrían resultar útiles para mitigar los procesos de degradación de suelo en ambientes mediterráneos y para

favorecer los procesos de restauración de la cubierta vegetal en ambientes forestales degradados.

ANEXO I: DATOS CLIMÁTICOS



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

Tabla 1. Datos pluviométricos diarios (mm) por meses. Fuente: Elaboración propia.

AÑO	MES	DÍA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	TOTAL	Vol.	Días lluvia	
2011-2012	SEP																																		200,2	25,0	
	OCT																																			--	--
	NOV																																			61,4	
	DIC		2,0																																2,0		
	ENE																																		29,6		
	FEB																																		2,8		
	MAR		1,0	14,4																															47,6		
	ABR			8,2																															44,4		
	MAY																																		12,2		
	JUN																																		0,0		
JUL																																		0,2			
AGO																																		0,0			
2012-2013	SEP																																			742,6	76,0
	OCT																																			103,8	
	NOV		1,2	5,0	20,6	10,6	11,0	20,6	3,6	9,2	1,4																								190,6		
	DIC																																		10,6		
	ENE																																		41,0		
	FEB																																		43,6		
	MAR																																		132,2		
	ABR		2,8	4,4	0,2	21,4																													45,2		
	MAY																																		13,0		
	JUN																																		0,0		
JUL																																		0,0			
AGO																																		46,4			
2013-2014	SEP																																			17,0	
	OCT																																		13,2		
	NOV																																		4,6		
	DIC																																		83,4		
	ENE																																		21,0		

Tabla 2. Duración diaria de la precipitación (horas) por meses. Fuente: Elaboración propia.

AÑO		DÍA																														TOTAL	Horas	Días lluvia	
2011-2012		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	73,3	25	
OCT		--																														--			
NOV		5,0 9,8 0,3																																	
DIC		2,0																																	
ENE		2,0 5,3																																	
FEB		2,3																																	
MAR		0,8 3,3																																	
ABR		3,3 1,5																																	
MAY		4,5 0,3																																	
JUN		1,3 0,3																																	
JUL		1,5 0,8																																	
AGO		0,3																																	
2012-2013		0,3 3,0 7,8 6,0 0,3																														17,3	245,3	76	
OCT		0,3 3,3 3,0																														1,0 8,8 12,3	85,0	0,3 37,3	
NOV		1,3																														7,5 7,3	1,0 0,5	57,8	
DIC		5,8																														1,3		7,0	
ENE		0,8 0,5 0,3																														6,5 3,3 1,3 1,8 1,0		15,3	
FEB		0,5 7,3 0,5																														7,8 1,8	3,8	21,5	
MAR		1,5 6,3 9,8 9,0																														2,5 0,8 0,5 7,5	5,3 1,0	3,0 0,8 56,5	
ABR		3,3 0,3 6,3																														1,8 1,0	0,8 0,3 6,0	21,0	
MAY		0,5																														0,3 0,3	2,3 2,5 1,8	7,5	
JUN																																		0,0	
JUL																																		0,0	
AGO																																0,8	3,5	4,3	
2013-2014		4,3																														2,8	7,0	41,2	17
OCT		1,3																														0,3	2,5 2,8	6,8	
NOV		1,5 0,3																														0,8 1,5	4,0	4,0	
DIC		0,3																														0,3 2,0 1,3	11,5	15,5	
ENE		2,4																														5,5	29,5		

Tabla 3. Régimen de temperaturas por meses. Donde; Tmedia, temperatura media anual (°C); T.MaxMed, temperatura media máxima (°C); Tmed Max, temperatura máxima de las medias (°C); T.max abs, temperatura máxima absoluta (°C); T.Min med; temperatura media mínima (°C); T.med.Mín; temperatura media de las mínimas(°C) ; T.min.abs, temperatura mínima absoluta (°C); Med(AT), amplitud térmica de las medias (°C). Fuente: Elaboración propia.

Año	Mes	T.Med	T. Max Med	T. med Max	T. max abs	T. Min med	T. med Mín	T. min abs	Med (AT)
2011	NOV	13,9	18,8	18,7	24,5	11,6	10,9	8,4	7,8
	DIC	11,7	15,0	17,1	22,9	8,5	8,1	5,5	9,0
	ENE	10,5	19,8	15,6	26,9	6,7	7,0	4,3	8,6
2012	FEB	8,9	17,4	13,9	22,9	3,2	4,9	0,0	9,0
	MAR	11,8	15,2	17,0	20,6	9,2	7,7	4,9	9,3
	ABR	14,2	35,5	18,9	25,6	9,0	10,5	4,8	8,4
2013	MAY	18,9	25,5	24,4	34,6	11,7	13,8	7,8	10,6
	JUN	24,6	32,1	29,9	37,8	20,0	18,9	14,5	10,9
	JUL	25,2	32,2	30,4	39,9	21,1	20,2	18,1	10,3
2014	AGO	27,8	35,5	33,6	42,7	22,5	22,3	18,9	11,3
	SEP	21,7	26,1	27,4	32,7	14,5	17,3	13,0	10,1
	OCT	17,8	24,5	22,5	30,3	11,5	14,2	7,9	8,3
2015	NOV	13,5	18,8	17,6	21,3	7,4	10,4	4,9	7,2
	DIC	12,4	18,2	17,2	25,2	7,6	8,9	3,9	8,3
	ENE	12,1	16,4	16,9	23,3	7,9	8,3	4,2	8,6
2016	FEB	10,6	16,6	15,6	23,8	6,5	6,6	2,4	9,0
	MAR	12,5	16,9	16,5	22,3	8,7	9,1	3,6	7,4
	ABR	13,7	18,7	18,4	23,3	8,2	9,9	5,1	8,6
2017	MAY	16,6	25,4	21,2	29,8	10,1	12,3	6,0	8,9
	JUN	20,4	24,9	25,9	30,7	16,9	15,4	10,1	10,5
	JUL	23,5	26,7	29,2	34,2	19,9	18,6	15,4	10,6
2018	AGO	24,0	29,0	29,5	35,1	20,7	19,8	16,9	9,7
	SEP	21,0	24,9	26,2	29,5	19,1	17,3	15,6	8,9
	OCT	19,9	24,5	25,4	30,8	13,7	16,0	10,9	9,4
2019	NOV	13,7	20,3	19,6	27,3	8,4	9,8	5,4	9,8
	DIC	11,0	14,1	16,1	19,3	8,1	7,6	5,0	8,5
	ENE	11,1	17,3	16,1	22,8	7,2	7,2	4,4	8,6

ANEXO II: DATOS ESTABILIDAD ESTRUCTURAL



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

Tabla 1. Fracción de agredados por tamaño para el muestreo de Primavera 12. Fuente: Elaboración propia.

	<u>0,053 a 0,125</u>		<u>0,125 a 0,250</u>		<u>0,250 a 0,500</u>		<u>0,500 a 1,000</u>		<u>1,000 a 2,000</u>		<u>> 2,000</u>	
	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±
C	78,84	0,63	62,82	6,64	45,44	28,96	10,25	2,64	9,70	2,28	12,06	938
SM	87,07	31,31	67,19	0,19	53,56	41,56	17,31	11,06	28,14	25,28	68,70	10,20
PM	89,19	4,48	68,65	0,14	64,09	14,05	37,27	12,77	42,58	32,58	75,74	10,07
RU	77,72	1,91	79,71	22,16	26,83	7,16	14,28	1,96	10,16	0,48	77,76	21,62
SH	85,45	7,50	63,04	2,76	19,96	7,22	8,32	7,41	7,55	0,20	88,29	12,87
HP	88,29	2,88	63,38	14,03	41,03	15,05	43,46	34,77	14,57	6,68	74,59	12,98

Tabla 2. Fracción de agredados por tamaño para el muestreo de Otoño 12. Fuente: Elaboración propia.

	<u>0,053 a 0,125</u>		<u>0,125 a 0,250</u>		<u>0,250 a 0,500</u>		<u>0,500 a 1,000</u>		<u>1,000 a 2,000</u>		<u>> 2,000</u>	
	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±
C	60,91	8,85	81,37	9,78	73,00	14,86	8,93	5,25	6,16	1,01	17,56	8,77
SM	94,12	5,60	87,54	12,31	88,20	5,63	26,98	5,83	32,60	24,68	83,26	15,83
PM	77,37	17,17	37,02	9,47	72,62	33,51	54,98	4,05	16,65	3,74	84,87	1,42
RU	89,14	8,96	62,45	6,7	45,17	16,02	68,18	23,38	7,38	0,90	75,77	7,62
SH	88,17	11,68	54,86	2,51	45,71	8,35	24,56	26,75	7,97	3,28	69,79	10,34
HP	24,914	23,36	65,11	13,70	72,60	30,96	47,66	16,50	12,68	12,27	72,50	1,11

Tabla 3. Fracción de agredados por tamaño para el muestreo de Primavera 13. Fuente: Elaboración propia.

	<u>0,053 a 0,125</u>		<u>0,125 a 0,250</u>		<u>0,250 a 0,500</u>		<u>0,500 a 1,000</u>		<u>1,000 a 2,000</u>		<u>> 2,000</u>	
	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±
C	39,99	3,69	85,61	9,14	59,14	0,96	28,76	7,60	44,63	41,87	10,11	15,65
SM	62,84	16,08	89,71	0,88	79,97	11,70	77,03	14,33	65,50	30,38	86,42	1,31
PM	92,40	4,24	31,95	33,68	85,07	7,72	64,62	2,50	65,59	13,88	83,56	10,50
RU	89,57	9,53	88,84	15,78	44,94	5,77	42,22	48,56	59,80	14,59	81,53	0,09
SH	88,87	2,13	86,53	14,02	55,58	0,59	45,29	19,60	56,72	4,59	81,68	9,64
HP	93,38	3,70	85,61	9,14	59,14	0,96	28,76	6,24	44,62	41,87	42,64	67,67

Tabla 4. Fracción de agredados por tamaño para el muestreo de Otoño 13. Fuente: Elaboración propia.

	0,053 a 0,125		0,125 a 0,250		0,250 a 0,500		0,500 a 1,000		1,000 a 2,000		> 2,000	
	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±	Media	SD±
C	72,68	38,93	65,54	17,40	31,63	19,76	15,25	18,16	27,02	33,04	24,87	10,45
SM	60,26	21,84	80,24	20,43	68,60	6,81	66,96	2,24	50,70	1,46	0,00	0,00
PM	83,09	12,38	56,85	23,80	79,84	13,58	76,04	0,05	25,59	30,05	44,63	63,12
RU	84,79	6,35	65,51	5,80	53,03	25,41	34,93	19,67	11,55	2,34	85,71	4,69
SH	73,89	6,24	53,63	3,69	15,88	1,53	9,06	3,32	13,25	10,11	85,44	4,53
HP	65,03	27,09	60,19	2,20	44,76	19,04	41,82	18,67	50,19	7,69	36,65	35,86

ANEXO III: RESULTADOS REPELENCIA AL AGUA (TPE)



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

Tabla 1. Resultados del test de repelencia al agua (TPE) para el conjunto control. Parcela réplica 1. Donde: SD suelo desnudo; BM, bajo matorral. Fuente: Elaboración propia.

Clase de etanol	Intensidad de la repelencia al agua (Doerr. 1998)	Porcentaje de etanol (%)															
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10						
		SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	BM	BM	BM	BM	BM	BM
1	Muy hidrofílico	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2	Muy hidrofílico																
3	Hidrofílico																
4	Ligera																
5	Moderada																
6	Fuerte																
7	Fuerte																
8	Muy fuerte																
9	Extrema																

Tabla 2. Resultados del test de repelencia al agua (TPE) para el conjunto control. Parcela réplica 2. Donde: SD suelo desnudo; BM, bajo matorral. Fuente: Elaboración propia.

Clase de etanol	Intensidad de la repelencia al agua (Doerr. 1998)	Porcentaje de etanol (%)	test													
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10				
1	Muy hidrofílico	0	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2	Muy hidrofílico	1														
3	Hidrofílico	3														
4	Ligera	5														
5	Moderada	8,5														
6	Fuerte	13														
7	Fuerte	18														
8	Muy fuerte	24														
9	Extrema	36														

Tabla 4. Resultados del test de repelencia al agua (TPE) para el conjunto mulch de paja. Parcela réplica 2. Donde: SD suelo desnudo; BM, bajo matorral. Fuente: Elaboración propia.

Clase de etanol	Intensidad de la repelencia al agua (Doerr. 1998)	Porcentaje de etanol (%)	test 1		test 2		test 3		test 4		test 5		test 6		test 7		test 8		test 9		test 10		
			SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD
1	Muy hidrofílico	0																					
2	Muy hidrofílico	1																					
3	Hidrofílico	3																					
4	Ligera	5																					
5	Moderada	8,5																					
6	Fuerte	13												X									X
7	Fuerte	18														X							X
8	Muy fuerte	24																					
9	Extrema	36											X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Tabla 5. Resultados del test de repelencia al agua (TPE) para el conjunto mulch de astillas de poda. Parcela réplica 1. Donde: SD suelo desnudo; BM, bajo matorral.
Fuente: Elaboración propia.

Clase de etanol	Intensidad de la repelencia al agua (Doerr. 1998)	Porcentaje de etanol (%)	test	test	test	test	test	test	test	test	test	test	test
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
			SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD
			BM	BM	BM	BM	BM	BM	BM	BM	BM	BM	BM
1	Muy hidrofílico	0											X
2	Muy hidrofílico	1											X
3	Hidrofílico	3									X		
4	Ligera	5											X
5	Moderada	8,5								X			
6	Fuerte	13											
7	Fuerte	18							X	X	X		
8	Muy fuerte	24							X				
9	Extrema	36											X

Tabla 6. Resultados del test de repelencia al agua (TPE) para el conjunto mulch de astillas de poda. Parcela réplica 2. Donde: SD suelo desnudo; BM, bajo matorral.
Fuente: Elaboración propia.

Clase de etanol	Intensidad de la repelencia al agua (Doerr. 1998)	Porcentaje de etanol (%)	test																	
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10								
1	Muy hidrofílico	0																		
2	Muy hidrofílico	1																		
3	Hidrofílico	3																		
4	Ligera	5																		
5	Moderada	8,5																		
6	Fuerte	13																		
7	Fuerte	18																		
8	Muy fuerte	24																		
9	Extrema	36																		

Tabla 7. Resultados del test de repelencia al agua (TPE) para el conjunto lodos de depuradora. Parcela réplica 1. Donde: SD suelo desnudo; BM, bajo matorral. Fuente: Elaboración propia.

Clase de etanol	Intensidad de la repelencia al agua (Doerr. 1998)	Porcentaje de etanol (%)	test																	
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10								
1	Muy hidrofílico	0																		
2	Muy hidrofílico	1																		
3	Hidrofílico	3																		
4	Ligera	5						X											X	
5	Moderada	8,5											X							
6	Fuerte	13						X	X			X	X	X					X	X
7	Fuerte	18																		
8	Muy fuerte	24																		
9	Extrema	36																		

Tabla 10. Resultados del test de repelencia al agua (TPE) para el conjunto polímeros hidroabsorbentes. Parcela réplica 2. Donde: SD suelo desnudo; BM, bajo matorral. Fuente: Elaboración propia.

Clase de etanol	Intensidad de la repelencia al agua (Doerr. 1998)	Porcentaje de etanol (%)	test 1		test 2		test 3		test 4		test 5		test 6		test 7		test 8		test 9		test 10	
			SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD
1	Muy hidrofílico	0	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2	Muy hidrofílico	1																				X
3	Hidrofílico	3																				
4	Ligera	5																				
5	Moderada	8,5																				
6	Fuerte	13																				
7	Fuerte	18																				
8	Muy fuerte	24																				
9	Extrema	36																				

Tabla 12. Resultados del test de repelencia al agua (TPE) para el conjunto estiércol de origen vacuno. Parcela réplica 2. Donde: SD suelo desnudo; BM, bajo matorral. Fuente: Elaboración propia.

Clase de etanol	Intensidad de la repelencia al agua (Doerr. 1998)	Porcentaje de etanol(%)													
		test 1	test 2	test 3	test 4	test 5	test 6	test 7	test 8	test 9	test 10				
		SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	BM	BM	BM	BM
1	Muy hidrofílico	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2	Muy hidrofílico	1													
3	Hidrofílico	3													
4	Ligera	5													
5	Moderada	8,5													
6	Fuerte	13													
7	Fuerte	18													
8	Muy fuerte	24													
9	Extrema	36													

ANEXO IV: DATOS PARA LA CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA NO SATURADA



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

Tabla 1. Resultados para la conductividad hidráulica no saturada con el infiltrómetro de minidisco para las tres succiones medidas. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia.

	Agosto 2012			Mayo 2013		
	-0,5	-2	-6	-0,5	-2	-6
C						
1	0,56	0,41	0,20	1,32	0,57	0,15
2	0,49	0,27	0,35	0,71	0,36	0,42
3	0,68	0,31	0,27	1,21	0,44	0,54
4	0,63	0,39	0,29	0,73	0,47	0,21
Media	0,59	0,35	0,28	0,99	0,46	0,33
SD±	0,08	0,07	0,06	0,32	0,09	0,18
CV%	14,04	19,15	22,46	32,04	18,87	55,05
SM						
1	3,27	0,61	0,40	2,03	1,04	0,89
2	4,93	1,82	0,30	2,20	0,59	0,69
3	3,39	1,81	0,80	2,32	0,61	0,59
4	1,99	0,56	0,90	3,08	0,61	0,58
Media	3,40	1,20	0,60	2,41	0,71	0,69
SD±	1,20	0,71	0,29	0,46	0,22	0,14
CV%	35,45	59,20	49,07	19,27	30,67	20,92
PM						
1	1,49	1,53	0,43	3,14	1,86	0,69
2	3,09	2,65	0,86	1,73	1,10	0,78
3	2,65	2,42	0,51	2,70	1,32	0,99
4	3,65	2,23	1,09	2,82	1,13	0,88
Media	2,72	2,21	0,72	2,60	1,35	0,84
SD±	0,92	0,48	0,31	0,61	0,35	0,13
CV%	33,69	21,89	42,64	23,38	26,03	15,48
SH						
1	0,36	0,43	0,35	0,69	0,39	0,14
2	0,57	0,62	0,25	0,45	0,26	0,57
3	0,50	0,71	0,54	0,37	0,78	0,18
4	0,53	0,67	0,67	0,97	0,87	0,66
Media	0,49	0,61	0,45	0,62	0,58	0,39
SD±	0,09	0,12	0,19	0,27	0,30	0,27
CV%	18,63	20,40	41,63	43,56	51,44	68,58
RU						
1	4,19	0,98	0,37	2,22	1,25	0,17
2	3,22	1,11	0,49	1,91	1,08	0,23
3	2,88	1,86	0,52	2,00	0,99	0,36
4	2,19	0,74	0,29	1,89	0,85	0,42
Media	3,12	1,17	0,42	2,01	1,04	0,30
SD±	0,83	0,48	0,11	0,15	0,17	0,12
CV%	26,67	41,22	25,60	7,54	16,08	39,00
HP						
1	1,23	0,81	0,43	1,59	0,44	0,37
2	1,68	0,40	0,39	1,44	0,54	0,20
3	2,27	1,05	1,02	0,79	0,59	0,47
4	2,34	0,52	0,32	0,88	0,37	0,39
Media	1,88	0,70	0,54	1,18	0,49	0,36
SD±	0,52	0,29	0,32	0,40	0,10	0,11
CV%	27,91	42,11	59,85	33,96	20,38	31,76

Tabla 2. Test de Tukey o Games-Howell para los datos de conductividad hidráulica no saturada. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente, (*) indica diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$). Fuente: Elaboración propia.

		Agosto-2012			Mayo-2013		
		-0,5	-2	-6	-0,5	-2	-6
C	SM	0,001*	0,093	0,419	0,001*	0,618	0,067
	PM	0,008*	0,000*	0,134	0,000*	0,000*	0,005*
	SH	1,000	0,947	0,896	0,765	0,977	0,996
	RU	0,002*	0,111	0,957	0,021*	0,019*	1,000
	HP	0,185	0,846	0,629	0,985	1,000	1,000
SM	C	0,001*	0,093	0,419	0,001*	0,618	0,067
	PM	0,785	0,035*	0,975	0,982	0,009*	0,807
	SH	0,000*	0,391	0,946	0,000*	0,951	0,164
	RU	0,994	1,000	0,879	0,705	0,344	0,037*
	HP	0,085	0,557	0,999	0,004*	0,711	0,104
PM	C	0,008*	0,000*	0,134	0,000*	0,000*	0,005*
	SM	0,785	0,035*	0,975	0,982	0,009*	0,807
	SH	0,005*	0,001*	0,602	0,000*	0,001*	0,014*
	RU	0,970	0,029*	0,478	0,322	0,408	0,003*
	HP	0,604	0,001*	0,879	0,001*	0,000*	0,008*
SH	C	1,000	0,947	0,896	0,765	0,977	0,996
	SM	0,000*	0,391	0,946	0,000*	0,951	0,164
	PM	0,005*	0,001*	0,602	0,000*	0,001*	0,014*
	RU	0,001*	0,441	1,000	0,001*	0,080	0,967
	HP	0,133	1,000	0,995	0,389	0,992	1,000
RU	C	0,002*	0,111	0,957	0,021*	0,019*	1,000
	SM	0,994	1,000	0,879	0,705	0,344	0,037*
	PM	0,970	0,029*	0,478	0,322	0,408	0,003*
	SH	0,001*	0,441	1,000	0,001*	0,080	0,967
	HP	0,217	0,613	0,975	0,076	0,026*	0,994
HP	C	0,185	0,846	0,629	0,985	1,000	1,000
	SM	0,085	0,557	0,999	0,004*	0,711	0,104
	PM	0,604	0,001*	0,879	0,001*	0,000*	0,008*
	SH	0,133	1,000	0,995	0,389	0,992	1,000
	RU	0,217	0,613	0,975	0,076	0,026*	0,994

ANEXO V: DATOS PORCENTUALES DERIVADOS DEL ANÁLISIS DEL PATRÓN ECO-GEOMORFOLÓGICO



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

Tabla 1. Porcentaje para cada una de las clases definidas en el análisis espacio-temporal del patrón ecogeomorfológico. Donde: Clase 1, vegetación muerta conectada al suelo; Clase 2, hojarasca; Clase 3, suelo desnudo; Clase 4, suelo encontrado; Clase 5, afloramiento rocoso; Clase 6, matorral; Clase 7, herbáceas/plantas anuales; Clase 8, suelo con pedregosidad superficial; Clase 9, suelo con pedregosidad embebida; C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; a, muestreo mayo-13; b, muestreo septiembre-13. Fuente: Elaboración propia.

		Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5	Clase 6	Clase 7	Clase 8	Clase 9	
C	Replica 1	a		3,8	15,0		21,8	28,6	30,8		
		b	22,9	15,3	1,5	11,4		41,7		7,3	
	Replica 2	a	0,1	5,4	2,6	5,3		18,7	23,4	44,6	
		b	8,7	21,3	2,4	10,0	1,9	11,9		33,1	10,7
SH	Replica 1	a	3,1	3,8		9,2		69,5	7,1	7,3	
		b	53,3	21,4		2,6	2,5	2,0		18,3	
	Replica 2	a		1,5		4,0		34,5	24,9	22,2	12,9
		b	63,7	4,4						27,5	4,4
SM	Replica 1	a		22,8			34,4	10,7	32,1		
		b	0,9	49,9	0,7			22,6		26,0	
	Replica 2	a	0,1	37,5	0,8			23,5	2,8	29,7	5,6
		b	5,3	42,4				14,9		37,4	
PM	Replica 1	a		14,5	0,9		38,2	22,0	24,4		
		b	2,4	63,6				23,4		10,6	
	Replica 2	a	0,7	38,6	1,0			34,8	9,6	15,4	
		b		58,1	0,6			27,1		13,2	1,1
HP	Replica 1	a		4,3		1,6	42,3	8,7	40,6	2,4	
		b		54,9			0,9	10,1		29,2	5,0
	Replica 2	a		4,7	1,9			56,9		32,7	3,9
		b		50,3		0,9	0,9	11,4		30,3	6,2
RU	Replica 1	a						100,0			
		b	100,0								
	Replica 2	a						100,0			
		b	100,0								
SH	Replica 1	a			2,7			29,1	58,0	10,2	
		b	51,2	23,3		3,4				22,1	
	Replica 2	a				8,5		16,5		53,2	21,8
		b	56,1	12,9						18,2	12,8

ANEXO VI: DATOS HUMEDAD



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

Tabla 1. Valores medios del contenido volumétrico en agua en el intervalo comprendido entre la primera y la última gota de agua durante para el evento de precipitación 7/nov/2012. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

		Humedad (%)											
		C		SM		PM		HP		RU		SH	
		R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Precipitación	(mm)	75,8	75,8	75,8	75,8	75,8	75,8	75,8	75,8	75,8	75,8	75,8	75,8
Profundidad	(cm)												
	5	21,2	23,1	21,2	19,2	17,3	18,3	24,9	26,1	20,8	22,2	19,7	18,7
	10	16,3	18,2	18,5	19,0	16,6	17,2	17,2	18,3	17,6	18,3	17,3	17,8
	25	12,4	14,2	19,1	19,2	16,2	17,0	13,9	14,9	22,7	23,6	14,5	13,6

Tabla 2. Valores medios del contenido volumétrico en agua en el intervalo comprendido entre la primera y la última gota de agua durante para el evento de precipitación 18/nov/2012. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

		Humedad (%)											
		C		SM		PM		HP		RU		SH	
		R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Precipitación	(mm)	105,8	105,8	105,8	105,8	105,8	105,8	105,8	105,8	105,8	105,8	105,8	105,8
Profundidad	(cm)												
	5	26,1	25,4	21,2	19,7	19,1	20,8	28,9	28,5	22,6	25,9	25,1	18,8
	10	19,3	20,1	19,2	19,9	19,7	18,7	22,1	18,2	19,6	22,4	21,3	17,7
	25	18,2	17,4	19,6	19,8	20,2	18,5	17,3	15,9	23,9	26,5	18,6	15,3

Tabla 3. Valores medios del contenido volumétrico en agua en el intervalo comprendido entre la primera y la última gota de agua durante para el evento de precipitación 29/ago/2013. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

		Humedad (%)											
		C		SM		PM		HP		RU		SH	
		R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Precipitación	(mm)	45,6	45,6	45,6	45,6	45,6	45,6	45,6	45,6	45,6	45,6	45,6	45,6
Profundidad	(cm)												
	5	18,8	19,0	8,6	10,5	9,5	8,9	20,1	18,1	17,1	21,2	19,6	19,6
	10	17,1	16,2	12,7	12,9	9,6	10,2	13,3	13,2	14,8	19,7	16,5	18,3
	25	14,5	14,2	12,5	13,0	16,4	14,4	11,9	12,4	18,9	22,8	14,9	13,7

Tabla 4. Valores medios del contenido volumétrico en agua en el intervalo comprendido entre la primera y la última gota de agua durante para el evento de precipitación 19/ene/2013. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

		Humedad (%)											
		C		SM		PM		HP		RU		SH	
		R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Precipitación	(mm)	29,2	29,2	29,2	29,2	29,2	29,2	29,2	29,2	29,2	29,2	29,2	29,2
Profundidad	(cm)												
	5	18,6	17,1	12,1	16,9	13,3	9,3	17,7	17,1	15,8	13,8	17,1	16,5
	10	16,4	16,5	12,3	16,4	14,5	9,1	13,9	15,3	12,0	12,5	15,9	14,8
	25	13,8	14,4	13,9	15,5	15,5	8,9	12,7	13,7	13,3	14,0	12,3	14,2

Tabla 5. Valores medios del contenido volumétrico en agua en el intervalo comprendido entre la primera y la última gota de agua durante para el evento de precipitación 26/abr/2013. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

		Humedad (%)											
		C		SM		PM		HP		RU		SH	
		R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Precipitación	(mm)	26,0	26,0	26,0	26,0	26,0	26,0	26,0	26,0	26,0	26,0	26,0	26,0
Profundidad	(cm)												
	5	16,3	17,6	18,2	20,7	15,8	9,9	15,8	18,7	13,7	19,8	17,4	19,1
	10	15,6	16,9	17,8	20,1	17,8	22,1	17,9	14,7	9,9	14,7	16,2	15,3
	25	14,5	13,5	17,3	19,8	17,3	20,1	19,1	13,5	15,9	16,4	14,8	12,4

Tabla 6. Valores medios del contenido volumétrico en agua en el intervalo comprendido entre la primera y la última gota de agua durante para el evento de precipitación 23/feb/2013. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.

		Humedad (%)											
		C		SM		PM		HP		RU		SH	
		R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Precipitación	(mm)	27,8	27,8	27,8	27,8	27,8	27,8	27,8	27,8	27,8	27,8	27,8	27,8
Profundidad	(cm)												
	5	14,1	12,3	12,9	12,3	11,1	9,6	12,2	13,6	5,1	6,8	14,9	10,3
	10	12,9	11,9	13,8	13,7	7,6	8,1	8,6	6,01	4,4	4,9	11,9	7,6
	25	4,2	10,5	14,0	13,9	7,3	7,6	5,9	6,09	5,1	5,3	7,6	6,4

ANEXO VII: DATOS RETENCIÓN HÍDRICA



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

Tabla 1. Datos de retención hídrica. Donde: R1, réplica 1; R2, réplica 2; A, abono verde; B, abono de origen animal; C, abono orgánico urbano; D, acondicionadores físicos; SM, mulch de paja; PM, mulch de astilla de Aleppo pine; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen caprino; HP, TerraCottem polímero hidroabsorbente; 1, cuadrante entre los metros 0-3 desde base inferior de la parcela; 2, cuadrante entre los metros 3-6 desde base inferior de la parcela; 3, cuadrante entre los metros 6-9 desde base inferior de la parcela; 4, cuadrante entre los metros 9-12 desde base inferior de la parcela. Fuente: Elaboración propia.

Nº de muestra	p.F (%)	0,0	0,4	1,0	1,5	2,0	4,2
Control-1-4							
R1		56,333	49,946	47,449	45,168	33,402	5,707
R2		65,842	66,301	64,684	58,809	35,898	6,346
Control-1-3							
R1		69,643	67,033	64,749	56,515	33,116	8,477
R2		70,947	70,119	68,653	55,402	39,253	7,210
Control-1-2							
R1		56,536	55,931	54,090	46,864	34,666	6,238
R2		63,999	60,424	58,970	50,912	31,855	5,098
A-SM-1-4							
R1		58,612	56,208	54,681	48,340	35,996	5,658
R2		55,987	54,836	53,527	50,203	40,201	5,923
A-SM-1-3							
R1		59,263	55,688	53,145	48,408	39,027	4,548
R2		51,304	47,150	44,993	42,190	31,027	5,697
A-SM-1-2							
R1		49,962	48,339	44,461	40,430	33,747	6,690
R2		53,007	47,860	44,466	41,152	33,178	5,786
A-PM-1-4							
R1		48,838	46,683	43,655	35,801	24,619	5,972
R2		47,708	44,616	42,025	37,655	28,466	5,354
A-PM-1-3							
R1		64,098	60,597	57,909	51,256	38,379	5,972
R2		68,974	66,896	64,054	56,223	44,004	6,248
A-PM-1-2							
R1		50,563	46,463	44,030	39,983	32,032	5,010
R2		53,798	51,122	49,855	43,275	31,046	5,462
B-RU-1-4							
R1		64,350	64,274	55,781	40,489	30,127	11,302
R2		61,718	59,327	49,907	36,074	28,780	11,994
B-RU-1-3							
R1		51,329	48,658	43,907	38,413	29,658	7,122
R2		57,810	54,351	52,118	44,027	30,179	5,747
B-RU-1-2							
R1		48,718	44,933	42,372	36,997	32,664	6,984
R2		50,538	46,289	41,809	34,982	27,163	6,994
C-SH-1-4							
R1		54,484	52,893	48,162	34,170	27,642	8,222
R2		51,075	48,533	41,116	31,628	24,675	9,106
C-SH-1-3							
R1		52,745	48,702	44,259	36,921	31,278	7,367
R2		42,407	39,188	33,855	30,196	25,664	7,525
C-SH-1-2							
R1		49,601	44,254	41,475	45,188	32,032	7,073
R2		59,796	53,282	49,544	37,809	33,364	7,210
D-HP-1-4							
R1		53,131	51,333	46,820	35,786	27,756	8,072
R2		54,093	55,134	52,975	40,026	30,147	7,018
D-HP-1-3							
R1		57,617	51,857	48,636	40,175	29,567	8,811
R2		56,636	52,411	48,841	44,123	32,645	7,976
D-HP-1-2							
R1		66,437	65,428	63,362	50,778	36,385	11,356
R2		63,700	63,336	60,064	51,796	40,355	8,301

ANEXO VIII: DATOS ESCORRENTÍA



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

Tabla 1. Datos de escorrentía (L.) para el periodo de estudio comprendido entre 22/nov/2011 y el 31/enero/2014. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; Acum, acumulado para cada tratamiento; I₁₅, intensidad máxima del evento en 15 minutos (mm h⁻¹). Fuente: Elaboración propia.

Fecha	Precipitación (mm)	I ₁₅ (mm h ⁻¹)	SM (L.)	SM_Acum (L.)	PM (L.)	PM_Acum (L.)	HP (L.)	HP_Acum (L.)	RU (L.)	RU_Acum (L.)	C (L.)	C_Acum (L.)	SH (L.)	SH_Acum (L.)
22-nov-11	61,4	38,4	4,6	4,6	6,5	6,5	20,4	20,4	5,6	5,6	13,0	13,0	16,7	16,7
02-dic-11	2,0	1,6	0,0	4,6	0,0	6,5	0,0	20,4	0,0	5,6	0,0	13,0	0,0	16,7
16-ene-12	6,8	1,6	0,0	4,6	0,0	6,5	0,0	20,4	0,0	5,6	0,0	13,0	0,0	16,7
27-ene-12	22,8	13,6	2,8	7,4	1,4	7,9	18,5	38,9	2,3	7,9	4,6	17,6	9,3	26,0
02-mar-12	15,4	17,6	4,6	12,0	4,6	12,5	13,9	52,8	2,8	10,7	7,4	25,0	8,5	34,5
20-mar-12	32,1	18,4	5,6	17,6	2,8	15,3	16,7	69,5	6,5	17,1	9,3	34,3	5,9	40,4
03-abr-12	8,2	6,4	0,0	17,6	0,0	15,3	0,0	69,5	0,0	17,1	0,0	34,3	0,0	40,4
06-abr-12	1,2	1,6	0,0	17,6	0,0	15,3	0,0	69,5	0,0	17,1	0,0	34,3	0,0	40,4
15-abr-12	11,4	5,6	0,0	17,6	0,0	15,3	0,0	69,5	0,0	17,1	0,0	34,3	0,0	40,4
19-abr-12	0,2	0,8	0,0	17,6	0,0	15,3	0,0	69,5	0,0	17,1	0,0	34,3	0,0	40,4
30-abr-12	23,4	15,2	0,0	17,6	0,0	15,3	0,0	69,5	0,0	17,1	0,0	34,3	0,0	40,4
06-may-12	10,2	4,8	0,0	17,6	0,0	15,3	0,0	69,5	0,0	17,1	0,0	34,3	0,0	40,4
21-may-12	2,0	1,6	0,0	17,6	0,0	15,3	0,0	69,5	0,0	17,1	0,0	34,3	0,0	40,4
16-jul-12	0,2	0,8	0,0	17,6	0,0	15,3	0,0	69,5	0,0	17,1	0,0	34,3	0,0	40,4
30-sep-12	103,8	99,2	35,2	52,8	20,4	35,7	127,8	232,5	27,8	63,5	114,9	182,5	0,0	159,0
20-oct-12	12,6	5,6	0,0	52,8	0,0	35,7	0,0	235,3	0,0	67,2	0,0	191,8	14,8	173,8
26-oct-12	76,2	23,2	1,9	54,7	1,4	37,1	35,2	235,3	18,5	67,2	33,3	191,8	0,0	173,8
07-nov-12	75,8	8,8	2,8	57,4	0,0	37,1	2,8	235,3	3,7	67,2	9,3	191,8	0,0	173,8
09-nov-12	9,2	9,6	0,0	57,4	0,0	37,1	0,0	293,7	0,0	67,2	0,0	191,8	0,0	173,8
11-nov-12	1,4	2,4	0,0	57,4	0,0	37,1	0,0	293,7	0,0	67,2	0,0	191,8	46,3	220,1
18-nov-12	105,8	52,8	16,7	74,1	13,0	50,1	58,4	293,7	9,3	76,5	116,7	308,5	0,0	220,1
27-nov-12	1,6	2,4	0,0	74,1	0,0	50,1	0,0	293,7	0,0	76,5	0,0	308,5	0,0	220,1
25-dic-12	2,6	4,0	0,0	74,1	0,0	50,1	0,0	293,7	0,0	76,5	0,0	308,5	0,0	220,1
14-ene-13	1,0	0,8	0,0	74,1	0,0	50,1	0,0	293,7	0,0	76,5	0,0	308,5	0,0	220,1
16-ene-13	0,2	0,8	0,0	74,1	0,0	50,1	0,0	293,7	0,0	76,5	0,0	308,5	51,9	272,0
19-ene-13	29,2	28,8	50,0	124,1	54,6	104,7	50,0	343,7	28,7	105,2	7,9	316,4	59,3	331,3
24-ene-13	10,6	4,8	2,8	126,9	1,4	106,1	18,5	362,2	2,3	107,5	4,6	321,0	7,4	338,7

Tabla 1. Datos de escorrentía (L.) para el periodo de estudio comprendido entre 22/nov/2011 y el 31/enero/2014. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; Acum, acumulado para cada tratamiento; I₁₅, intensidad máxima del evento en 15 minutos (mm h⁻¹). Fuente: Elaboración propia.

Fecha	Precipitación (mm)	I ₁₅ (mm h ⁻¹)	SM (L.)	SM_Acum (L.)	PM (L.)	PM_Acum (L.)	HP (L.)	HP_Acum (L.)	RU (L.)	RU_Acum (L.)	C (L.)	C_Acum (L.)	SH (L.)	SH_Acum (L.)
23-feb-13	27,6	14,4	1,3	128,2	0,6	106,7	5,1	367,3	0,0	107,5	12,0	333,0	7,4	346,1
28-feb-13	16,0	10,4	1,3	129,5	0,6	107,2	5,1	372,4	0,0	107,5	12,0	345,1	2,5	348,6
12-mar-13	82,2	12,8	2,6	132,1	0,1	107,3	2,5	374,9	1,8	109,2	3,5	348,6	5,6	354,2
20-mar-13	24,8	15,2	0,5	132,6	0,0	107,3	9,3	384,1	0,0	109,2	11,1	359,7	0,0	354,2
24-mar-13	16,8	9,6	0,0	132,6	0,0	107,3	0,0	384,1	0,0	109,2	0,0	359,7	0,0	354,2
01-abr-13	11,8	7,2	0,0	132,6	0,0	107,3	0,0	384,1	0,0	109,2	0,0	359,7	7,4	361,6
05-abr-13	26,0	25,6	1,3	133,9	0,7	108,1	18,5	402,6	0,4	109,6	22,2	381,9	0,0	361,6
20-abr-13	1,4	0,8	0,0	133,9	0,0	108,1	0,0	402,6	0,0	109,6	0,0	381,9	0,0	361,6
23-abr-13	1,0	1,6	0,0	133,9	0,0	108,1	0,0	402,6	0,0	109,6	0,0	381,9	3,7	365,3
30-abr-13	14,0	8,0	0,9	134,8	0,0	108,1	4,4	407,1	0,0	109,6	6,5	388,4	0,0	365,3
03-may-13	0,4	0,8	0,0	134,8	0,0	108,1	0,0	407,1	0,0	109,6	0,0	388,4	0,0	365,3
13-may-13	0,4	0,8	0,0	134,8	0,0	108,1	0,0	407,1	0,0	109,6	0,0	388,4	0,0	365,3
17-may-13	4,6	9,6	0,0	134,8	0,0	108,1	0,0	407,1	0,0	109,6	0,0	388,4	0,0	365,3
21-may-13	7,6	11,2	0,0	134,8	0,0	108,1	0,0	407,1	0,0	109,6	0,0	388,4	14,8	380,1
29-ago-13	45,6	63,2	6,5	141,3	6,5	114,5	21,3	428,4	2,8	112,4	22,2	410,6	11,1	391,2
07-sep-13	30,6	24,8	6,5	147,8	4,6	119,2	11,1	439,5	7,4	119,8	16,7	427,3	0,0	391,2
28-sep-13	7,2	7,2	0,0	147,8	0,0	119,2	0,0	439,5	0,0	119,8	0,0	427,3	0,0	391,2
03-oct-13	2,8	4,8	0,0	147,8	0,0	119,2	0,0	439,5	0,0	119,8	0,0	427,3	0,0	391,2
07-oct-13	0,2	0,8	0,0	147,8	0,0	119,2	0,0	439,5	0,0	119,8	0,0	427,3	0,0	391,2
22-oct-13	2,6	2,4	0,0	147,8	0,0	119,2	0,0	439,5	0,0	119,8	0,0	427,3	0,0	391,2
23-oct-13	7,6	8,0	0,0	147,8	0,0	119,2	0,0	439,5	0,0	119,8	0,0	427,3	0,0	391,2
13-nov-13	2,4	4,0	0,0	147,8	0,0	119,2	0,0	439,5	0,0	119,8	0,0	427,3	0,0	391,2
16-nov-13	0,8	1,6	0,0	147,8	0,0	119,2	0,0	439,5	0,0	119,8	0,0	427,3	0,0	391,2
18-nov-13	1,2	0,8	0,0	147,8	0,0	119,2	0,0	439,5	0,0	119,8	0,0	427,3	0,0	391,2
17-dic-13	0,2	0,8	0,0	147,8	0,0	119,2	0,0	439,5	0,0	119,8	0,0	427,3	0,0	391,2
20-dic-13	11,4	12,0	0,0	147,8	0,0	119,2	0,0	439,5	0,0	119,8	0,0	427,3	0,5	391,7
25-dic-13	73,4	17,6	2,4	150,2	0,0	119,2	7,8	447,3	2,3	122,1	5,1	432,4	0,0	391,7
04-ene-14	0,2	0,8	0,0	150,2	0,0	119,2	0,0	447,3	0,0	122,1	0,0	432,4	13,0	404,7
19-ene-14	11,0	42,4	4,5	154,7	3,5	122,7	14,5	461,8	6,0	128,1	25,0	457,4	0,0	404,7
22-ene-14	10,0	4,0	0,0	154,7	0,0	122,7	0,0	461,8	0,0	128,1	0,0	457,4	0,0	404,7

Tabla 2. Datos para la tasa de escorrentía ($L m^{-2}$) en los diferentes tratamientos en el periodo de estudio comprendido entre 22/nov/2011 y el 31/enero/2014. Donde; C, control; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; I_{15} , intensidad máxima del evento en 15 minutos ($mm h^{-1}$); $SD\pm$, desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

Fecha	Ptotal (mm)	I_{15} ($mm h^{-1}$)	C ($L m^{-2}$)	SM ($L m^{-2}$)	PM ($L m^{-2}$)	HP ($L m^{-2}$)	RU ($L m^{-2}$)	SH ($L m^{-2}$)
22-nov-11	61,4	38,4	0,5	0,2	0,3	0,9	0,2	0,7
27-ene-12	22,8	13,6	0,2	0,1	0,1	0,8	0,1	0,4
02-mar-12	15,4	17,6	0,3	0,2	0,2	0,6	0,1	0,4
20-mar-12	32,1	18,4	0,4	0,2	0,1	0,7	0,3	0,2
30-sep-12	103,8	99,24	4,8	1,5	0,9	5,3	1,2	4,9
26-oct-12	76,2	23,2	1,4	0,1	0,1	1,5	0,8	0,6
07-nov-12	75,8	8,8	0,4	0,1	0,0	0,1	0,2	0,0
18-nov-12	105,8	52,8	4,9	0,7	0,5	2,4	0,4	1,9
19-ene-13	29,2	28,8	2,5	2,1	2,3	2,1	1,2	2,5
24-ene-13	10,6	4,80	0,2	0,1	0,1	0,8	0,1	0,3
23-feb-13	27,6	14,40	0,5	0,1	0,0	0,2	0,0	0,3
28-feb-13	16	10,40	0,5	0,1	0,0	0,2	0,0	0,1
12-mar-13	82,2	12,80	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,2
20-mar-13	24,8	15,20	0,5	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0
05-abr-13	26	25,60	0,9	0,1	0,0	0,8	0,0	0,3
30-abr-13	14	8,00	0,3	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2
29-ago-13	45,6	63,20	0,9	0,3	0,3	0,9	0,1	0,6
07-sep-13	30,6	24,80	0,7	0,3	0,2	0,5	0,3	0,5
25-dic-13	73,4	17,6	0,2	0,1	0,0	0,3	0,1	0,0
19-ene-14	11	42,4	1,0	0,2	0,1	0,6	0,3	0,5
		Promedio ($L m^{-2}$)	1,1	0,3	0,3	1,0	0,3	0,7
		$SD\pm$	1,4	0,5	0,5	1,2	0,4	1,2
		Máximo ($L m^{-2}$)	4,9	2,1	2,3	5,3	1,2	4,9

Tabla 3. Datos para el coeficiente de escorrentía (%) en los diferentes tratamientos en el periodo de estudio comprendido entre 22/nov/2011 y el 31/enero/2014. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; I_{15} , intensidad máxima del evento en 15 minutos (mm h^{-1}); $SD\pm$, desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

Fecha	Ptotal (mm)	I_{15} (mm h^{-1})	C (%)	SM (%)	PM (%)	HP (%)	RU (%)	SH (%)
22-nov-11	61,4	38,4	0,9	0,3	0,4	1,4	0,4	1,1
27-ene-12	22,8	13,6	0,8	0,5	0,3	3,4	0,4	1,7
02-mar-12	15,4	17,6	2,0	1,3	1,3	3,8	0,8	2,3
20-mar-12	32,1	18,4	1,2	0,7	0,4	2,2	0,8	0,8
30-sep-12	103,8	99,24	4,6	1,4	0,8	5,1	1,1	4,8
26-oct-12	76,2	23,2	1,8	0,1	0,1	1,9	1,0	0,8
07-nov-12	75,8	8,8	0,5	0,2	0,0	0,2	0,2	0,0
18-nov-12	105,8	52,8	4,6	0,7	0,5	2,3	0,4	1,8
19-ene-13	29,2	28,8	8,5	7,1	7,8	7,1	4,1	8,5
24-ene-13	10,6	4,80	1,8	1,1	0,5	7,3	0,9	2,9
23-feb-13	27,6	14,40	1,8	0,2	0,1	0,8	0,0	1,1
28-feb-13	16	10,40	3,1	0,3	0,1	1,3	0,0	0,7
12-mar-13	82,2	12,80	0,2	0,1	0,0	0,1	0,1	0,3
20-mar-13	24,8	15,20	1,9	0,1	0,0	1,6	0,0	0,0
05-abr-13	26	25,60	3,6	0,2	0,1	3,0	0,1	1,2
30-abr-13	14	8,00	1,9	0,3	0,0	1,3	0,0	1,1
29-ago-13	45,6	63,20	2,0	0,6	0,6	1,9	0,3	1,4
07-sep-13	30,6	24,80	2,3	0,9	0,6	1,5	1,0	1,5
25-dic-13	73,4	17,6	0,3	0,1	0,0	0,4	0,1	0,0
19-ene-14	11	42,4	9,5	1,7	1,3	5,5	2,3	4,9
		Promedio (%)	2,7	0,9	0,7	2,6	0,7	1,8
		SD±	2,5	1,5	1,7	2,1	1,0	2,1
		Máximo (%)	9,5	7,1	7,8	7,3	4,1	8,5

ANEXO IX: DATOS EROSIÓN



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

Tabla 1. Datos para los sedimentos emitidos (Kg.) en el periodo de estudio comprendido entre 22/nov/2011 y el 31/enero/2014. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; Sh, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; Acum, acumulado para cada tratamiento; I_{15} , intensidad máxima del evento en 15 minutos (mm h^{-1}). Fuente: Elaboración propia.

Fecha	Precipitación (mm)	I_{15} (mm h^{-1})	SM (Kg)	SM_Acum (Kg)	PM (Kg)	PM_Acum (Kg)	HP (Kg)	HP_Acum (Kg)	RU (Kg)	RU_Acum (Kg)	C (Kg)	C_Acum (Kg)	SH (Kg)	SH_Acum (Kg)
22-nov-11	61,4	19,2	0,0670	0,0670	0,0696	0,1000	3,3015	3,3020	0,0495	0,0000	1,1084	1,1080	3,8743	3,8743
02-dic-11	2,0	0,8	0,0000	0,0670	0,0000	0,0696	0,0000	3,3015	0,0000	0,0495	0,0000	1,1084	0,0000	3,8743
16-ene-12	6,8	0,8	0,0000	0,0670	0,0000	0,0696	0,0000	3,3015	0,0000	0,0495	0,0000	1,1084	0,0000	3,8743
27-ene-12	22,8	6,8	0,0135	0,0804	0,0033	0,0728	1,0554	4,3569	0,0029	0,0524	0,0657	1,1741	1,8780	5,7523
02-mar-12	15,4	8,8	0,0177	0,0981	0,0521	0,1249	0,5592	4,9161	0,0118	0,0642	0,1360	1,3101	0,4777	6,2300
20-mar-12	32,1	9,2	0,0282	0,1263	0,0057	0,1306	1,5335	6,4496	0,0298	0,0940	0,1052	1,4153	3,0573	9,2873
03-abr-12	8,2	3,2	0,0000	0,1263	0,0000	0,1306	0,0000	6,4496	0,0000	0,0940	0,0000	1,4153	0,0000	9,2873
06-abr-12	1,2	0,8	0,0000	0,1263	0,0000	0,1306	0,0000	6,4496	0,0000	0,0940	0,0000	1,4153	0,0000	9,2873
15-abr-12	11,4	2,8	0,0000	0,1263	0,0000	0,1306	0,0000	6,4496	0,0000	0,0940	0,0000	1,4153	0,0000	9,2873
19-abr-12	0,2	0,4	0,0000	0,1263	0,0000	0,1306	0,0000	6,4496	0,0000	0,0940	0,0000	1,4153	0,0000	9,2873
30-abr-12	23,4	7,6	0,0000	0,1263	0,0000	0,1306	0,0000	6,4496	0,0000	0,0940	0,0000	1,4153	0,0000	9,2873
06-may-12	10,2	2,4	0,0000	0,1263	0,0000	0,1306	0,0000	6,4496	0,0000	0,0940	0,0000	1,4153	0,0000	9,2873
21-may-12	2,0	0,8	0,0000	0,1263	0,0000	0,1306	0,0000	6,4496	0,0000	0,0940	0,0000	1,4153	0,0000	9,2873
16-jul-12	0,2	0,4	0,0000	0,1263	0,0000	0,1306	0,0000	6,4496	0,0000	0,0940	0,0000	1,4153	0,0000	9,2873
30-sep-12	103,8	49,6	4,5162	4,6424	0,7313	0,8619	187,8643	203,1752	0,7401	0,8801	125,5847	127,0000	232,3403	241,6276
20-oct-12	12,6	2,8	0,0000	4,6424	0,0000	0,8619	0,0000	203,2123	0,0000	0,8817	0,0000	127,0000	0,0000	241,6276
26-oct-12	76,2	11,6	0,0000	4,6459	0,0022	0,8640	8,8613	203,2123	0,0460	0,8817	7,1809	134,1809	17,5188	259,1464
07-nov-12	75,8	4,4	0,0019	4,6478	0,0000	0,8640	0,0371	203,2123	0,0015	0,8817	0,1955	134,3764	0,0727	259,2191
09-nov-12	9,2	4,8	0,0000	4,6478	0,0000	0,8640	0,0000	269,1574	0,0000	0,8817	0,0000	134,3764	0,0000	259,2191
11-nov-12	1,4	1,2	0,0000	4,6478	0,0000	0,8640	0,0000	269,1574	0,0000	0,8817	0,0000	134,3764	0,0000	259,2191
18-nov-12	105,8	26,4	0,3116	4,9594	0,2373	1,1013	65,9451	269,1574	0,2179	1,0996	32,9270	167,3034	29,1646	288,3837
27-nov-12	1,6	1,2	0,0000	4,9594	0,0000	1,1013	0,0000	269,1574	0,0000	1,0996	0,0000	167,3034	0,0000	288,3837
25-dic-12	2,6	2,0	0,0000	4,9594	0,0000	1,1013	0,0000	269,1574	0,0000	1,0996	0,0000	167,3034	0,0000	288,3837
14-ene-13	1,0	0,4	0,0000	4,9594	0,0000	1,1013	0,0000	269,1574	0,0000	1,0996	0,0000	167,3034	0,0000	288,3837
16-ene-13	0,2	0,4	0,0000	4,9594	0,0000	1,1013	0,0000	269,1574	0,0000	1,0996	0,0000	167,3034	0,0000	288,3837
19-ene-13	29,2	14,4	0,6096	5,5690	0,5000	1,6013	17,2808	286,4382	0,3768	1,4764	1,1552	168,4586	18,2249	306,6086
24-ene-13	10,6	2,4	0,0135	5,5824	0,0033	1,6046	1,0554	287,4935	0,0029	1,4793	0,0657	168,5244	1,8780	308,4865

Tabla 1. Datos para los sedimentos emitidos (Kg.) en el periodo de estudio comprendido entre 22/nov/2011 y el 31/enero/2014. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; Acum, acumulado para cada tratamiento; I_{15} , intensidad máxima del evento en 15 minutos (mm h^{-1}). Fuente: Elaboración propia.

Fecha	Precipitación (mm)	I_{15} (mm h^{-1})	SM (Kg)	SM_Acum (Kg)	PM (Kg)	PM_Acum (Kg)	HP (Kg)	HP_Acum (Kg)	RU (Kg)	RU_Acum (Kg)	C (Kg)	C_Acum (Kg)	SH (Kg)	SH_Acum (Kg)
23-feb-13	27,6	7,2	0,0003	5,5828	0,0000	1,6046	0,0833	287,5769	0,0000	1,4793	0,8652	169,3896	0,1568	308,6433
28-feb-13	16,0	5,2	0,0073	5,5900	0,0018	1,6064	0,2974	287,8742	0,0000	1,4793	0,1383	169,5278	0,5366	309,1799
12-mar-13	82,2	6,4	0,1225	5,7125	0,0000	1,6064	0,0055	287,8797	0,0007	1,4800	0,1212	169,6490	0,0045	309,1844
20-mar-13	24,8	7,6	0,0000	5,7125	0,0000	1,6064	0,1462	288,0259	0,0000	1,4800	0,3245	169,9735	0,2717	309,4562
24-mar-13	16,8	4,8	0,0000	5,7125	0,0000	1,6064	0,0000	288,0259	0,0000	1,4800	0,0000	169,9735	0,0000	309,4562
01-abr-13	11,8	3,6	0,0000	5,7125	0,0000	1,6064	0,0000	288,0259	0,0000	1,4800	0,0000	169,9735	0,0000	309,4562
05-abr-13	26,0	12,8	0,0002	5,7127	0,0000	1,6064	0,8205	288,8465	0,0001	1,4801	1,5440	171,5175	1,5954	311,0516
20-abr-13	1,4	0,4	0,0000	5,7127	0,0000	1,6064	0,0000	288,8465	0,0000	1,4801	0,0000	171,5175	0,0000	311,0516
23-abr-13	1,0	0,8	0,0000	5,7127	0,0000	1,6064	0,0000	288,8465	0,0000	1,4801	0,0000	171,5175	0,0000	311,0516
30-abr-13	14,0	4,0	0,0000	5,7127	0,0000	1,6064	0,0295	288,8760	0,0000	1,4801	0,0173	171,5349	0,0580	311,1096
03-may-13	0,4	0,4	0,0000	5,7127	0,0000	1,6064	0,0000	288,8760	0,0000	1,4801	0,0000	171,5349	0,0000	311,1096
13-may-13	0,4	0,4	0,0000	5,7127	0,0000	1,6064	0,0000	288,8760	0,0000	1,4801	0,0000	171,5349	0,0000	311,1096
17-may-13	4,6	4,8	0,0000	5,7127	0,0000	1,6064	0,0000	288,8760	0,0000	1,4801	0,0000	171,5349	0,0000	311,1096
21-may-13	7,6	5,6	0,0000	5,7127	0,0000	1,6064	0,0000	288,8760	0,0000	1,4801	0,0000	171,5349	0,0000	311,1096
29-ago-13	45,6	31,6	0,9212	6,6339	0,9860	2,5925	3,1871	292,0630	0,4253	1,9054	3,4605	174,9954	4,7324	315,8420
07-sep-13	30,6	12,4	0,9220	7,5558	0,7053	3,2978	1,6600	293,7230	1,1375	3,0429	2,5887	177,5841	2,2255	318,0675
28-sep-13	7,2	3,6	0,0000	7,5558	0,0000	3,2978	0,0000	293,7230	0,0000	3,0429	0,0000	177,5841	0,0000	318,0675
03-oct-13	2,8	2,4	0,0000	7,5558	0,0000	3,2978	0,0000	293,7230	0,0000	3,0429	0,0000	177,5841	0,0000	318,0675
07-oct-13	0,2	0,4	0,0000	7,5558	0,0000	3,2978	0,0000	293,7230	0,0000	3,0429	0,0000	177,5841	0,0000	318,0675
22-oct-13	2,6	1,2	0,0000	7,5558	0,0000	3,2978	0,0000	293,7230	0,0000	3,0429	0,0000	177,5841	0,0000	318,0675
23-oct-13	7,6	4,0	0,0000	7,5558	0,0000	3,2978	0,0000	293,7230	0,0000	3,0429	0,0000	177,5841	0,0000	318,0675
13-nov-13	2,4	2,0	0,0000	7,5558	0,0000	3,2978	0,0000	293,7230	0,0000	3,0429	0,0000	177,5841	0,0000	318,0675
16-nov-13	0,8	0,8	0,0000	7,5558	0,0000	3,2978	0,0000	293,7230	0,0000	3,0429	0,0000	177,5841	0,0000	318,0675
18-nov-13	1,2	0,4	0,0000	7,5558	0,0000	3,2978	0,0000	293,7230	0,0000	3,0429	0,0000	177,5841	0,0000	318,0675
17-dic-13	0,2	0,4	0,0000	7,5558	0,0000	3,2978	0,0000	293,7230	0,0000	3,0429	0,0000	177,5841	0,0000	318,0675
20-dic-13	11,4	6,0	0,0000	7,5558	0,0000	3,2978	0,0000	293,7230	0,0000	3,0429	0,0000	177,5841	0,0000	318,0675
25-dic-13	73,4	8,8	0,0058	7,5616	0,0000	3,2978	0,0656	293,7886	0,0087	3,0517	0,0479	177,6320	0,0974	318,1649
04-ene-14	0,2	0,4	0,0000	7,5616	0,0000	3,2978	0,0000	293,7886	0,0000	3,0517	0,0000	177,6320	0,0000	318,1649
19-ene-14	11,0	21,2	0,0115	7,5731	0,0188	3,3166	1,1649	294,9535	0,0191	3,0708	2,1554	179,7874	1,9474	320,1123
22-ene-14	10,0	1,8	0,0000	7,5731	0,0000	3,3166	0,0000	294,9535	0,0000	3,0708	0,0000	179,7874	0,0000	320,1123

Tabla 2. Datos para la tasa de erosión ($Tn\ ha^{-1}$) en los diferentes tratamientos en el periodo de estudio comprendido entre 22/nov/2011 y el 31/enero/2014. Donde; C, control; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; I_{15} , intensidad máxima del evento en 15 minutos ($mm\ h^{-1}$). Fuente: Elaboración propia.

Fecha	Precipitación (mm)	I_{15} ($mm\ h^{-1}$)	SM $Tn\ ha^{-1}$	PM $Tn\ ha^{-1}$	HP $Tn\ ha^{-1}$	RU $Tn\ ha^{-1}$	C $Tn\ ha^{-1}$	SH $Tn\ ha^{-1}$
22-nov-11	61,4	19,2	0,0279	0,0290	1,3756	0,0206	0,4618	1,6143
02-dic-11	2,0	0,8	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
16-ene-12	6,8	0,8	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
27-ene-12	22,8	6,8	0,0056	0,0014	0,4397	0,0012	0,0274	0,7825
02-mar-12	15,4	8,8	0,0074	0,0217	0,2330	0,0049	0,0567	0,1990
20-mar-12	32,1	9,2	0,0117	0,0024	0,6390	0,0124	0,0438	1,2739
03-abr-12	8,2	3,2	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
06-abr-12	1,2	0,8	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
15-abr-12	11,4	2,8	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
19-abr-12	0,2	0,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
30-abr-12	23,4	7,6	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
06-may-12	10,2	2,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
21-may-12	2,0	0,8	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
16-jul-12	0,2	0,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
30-sep-12	103,8	49,6	1,8817	0,3047	78,2768	0,3084	52,3270	96,8085
20-oct-12	12,6	2,8	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
26-oct-12	76,2	11,6	0,0014	0,0009	3,6922	0,0192	2,9920	7,2995
07-nov-12	75,8	4,4	0,0008	0,0000	0,0155	0,0006	0,0814	0,0303
09-nov-12	9,2	4,8	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
11-nov-12	1,4	1,2	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
18-nov-12	105,8	26,4	0,1298	0,0989	27,4771	0,0908	13,7196	12,1519
27-nov-12	1,6	1,2	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
25-dic-12	2,6	2,0	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
14-ene-13	1,0	0,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
16-ene-13	0,2	0,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
19-ene-13	29,2	14,4	0,2540	0,2083	7,2003	0,1570	0,4813	7,5937
24-ene-13	10,6	2,4	0,0056	0,0014	0,4397	0,0012	0,0274	0,7825
23-feb-13	27,6	7,2	0,0001	0,0000	0,0347	0,0000	0,3605	0,0653
28-feb-13	16,0	5,2	0,0030	0,0008	0,1239	0,0000	0,0576	0,2236
12-mar-13	82,2	6,4	0,0510	0,0000	0,0023	0,0003	0,0505	0,0019
20-mar-13	24,8	7,6	0,0000	0,0000	0,0609	0,0000	0,1352	0,1132
24-mar-13	16,8	4,8	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
01-abr-13	11,8	3,6	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
05-abr-13	26,0	12,8	0,0001	0,0000	0,3419	0,0001	0,6433	0,6648
20-abr-13	1,4	0,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
23-abr-13	1,0	0,8	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
30-abr-13	14,0	4,0	0,0000	0,0000	0,0123	0,0000	0,0072	0,0242
03-may-13	0,4	0,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
13-may-13	0,4	0,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
17-may-13	4,6	4,8	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
21-may-13	7,6	5,6	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
29-ago-13	45,6	31,6	0,3838	0,4108	1,3280	0,1772	1,4419	1,9718
07-sep-13	30,6	12,4	0,3842	0,2939	0,6916	0,4740	1,0786	0,9273
28-sep-13	7,2	3,6	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
03-oct-13	2,8	2,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
07-oct-13	0,2	0,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
22-oct-13	2,6	1,2	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
23-oct-13	7,6	4,0	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
13-nov-13	2,4	2,0	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
16-nov-13	0,8	0,8	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
18-nov-13	1,2	0,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
17-dic-13	0,2	0,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
20-dic-13	11,4	6,0	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
25-dic-13	73,4	8,8	0,0024	0,0000	0,0273	0,0036	0,0200	0,0406
04-ene-14	0,2	0,4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
19-ene-14	11,0	21,2	0,0048	0,0078	0,4854	0,0080	0,8981	0,8114
22-ene-14	10,0	1,8	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000

Tabla 3. Datos para la tasa de erosión (g m^{-2}) en los diferentes tratamientos en el periodo de estudio comprendido entre 22/nov/2011 y el 31/enero/2014. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; I_{15} , intensidad máxima del evento en 15 minutos (mm h^{-1}). Fuente: Elaboración propia.

Fecha	Precipitación (mm)	I_{15} (mm h^{-1})	SM g m^{-2}	PM g m^{-2}	HP g m^{-2}	RU g m^{-2}	C g m^{-2}	SH g m^{-2}
22-nov-11	61,40	19,20	2,79	2,90	137,56	2,06	46,18	161,43
2-dic-11	2,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
16-ene-12	6,80	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
27-ene-12	22,80	6,80	0,56	0,14	43,97	0,12	2,74	78,25
2-mar-12	15,40	8,80	0,74	2,17	23,30	0,49	5,67	19,90
20-mar-12	32,10	9,20	1,17	0,24	63,90	1,24	4,38	127,39
3-abr-12	8,20	3,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
6-abr-12	1,20	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15-abr-12	11,40	2,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
19-abr-12	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30-abr-12	23,40	7,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
6-may-12	10,20	2,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
21-may-12	2,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
16-jul-12	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30-sep-12	103,80	49,62	188,17	30,47	7827,68	30,84	5232,70	9680,85
20-oct-12	12,60	2,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
26-oct-12	76,20	11,60	0,14	0,09	369,22	1,92	299,20	729,95
7-nov-12	75,80	4,40	0,08	0,00	1,55	0,06	8,14	3,03
9-nov-12	9,20	4,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
11-nov-12	1,40	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
18-nov-12	105,80	26,40	12,98	9,89	2747,71	9,08	1371,96	1215,19
27-nov-12	1,60	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
25-dic-12	2,60	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14-ene-13	1,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
16-ene-13	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
19-ene-13	29,20	14,40	25,40	20,83	720,03	15,70	48,13	759,37
24-ene-13	10,60	2,40	0,56	0,14	43,97	0,12	2,74	78,25
23-feb-13	27,60	7,20	0,01	0,00	3,47	0,00	36,05	6,53
28-feb-13	16,00	5,20	0,30	0,08	12,39	0,00	5,76	22,36
12-mar-13	82,20	6,40	5,10	0,00	0,23	0,03	5,05	0,19
20-mar-13	24,80	7,60	0,00	0,00	6,09	0,00	13,52	11,32
24-mar-13	16,80	4,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1-abr-13	11,80	3,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5-abr-13	26,00	12,80	0,01	0,00	34,19	0,01	64,33	66,48
20-abr-13	1,40	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
23-abr-13	1,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30-abr-13	14,00	4,00	0,00	0,00	1,23	0,00	0,72	2,42
3-may-13	0,40	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
13-may-13	0,40	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
17-may-13	4,60	4,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
21-may-13	7,60	5,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
29-ago-13	45,60	31,60	38,38	41,08	132,80	17,72	144,19	197,18
7-sep-13	30,60	12,40	38,42	29,39	69,16	47,40	107,86	92,73
28-sep-13	7,20	3,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3-oct-13	2,80	2,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7-oct-13	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22-oct-13	2,60	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
23-oct-13	7,60	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
13-nov-13	2,40	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
16-nov-13	0,80	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
18-nov-13	1,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
17-dic-13	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
20-dic-13	11,40	6,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
25-dic-13	73,40	8,80	0,24	0,00	2,73	0,36	2,00	4,06
4-ene-14	0,20	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
19-ene-14	11,00	21,20	0,48	0,78	48,54	0,80	89,81	81,14
22-ene-14	10,00	1,82	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

ÍNDICE DE FIGURAS, TABLAS Y FORMULAS



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

***ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELO Y
RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN
AMBIENTE ECOTONO MEDITERRÁNEO***

ÍNDICE DE FIGURAS, TABLAS Y FORMULAS

FIGURAS

Figura.1.1. Procesos y factores que participan en la dinámica del sistema eco-geomorfológico a diferentes escalas espaciales y temporales. Donde: 1 ^{er} orden; actividad microbiana, crecimiento vegetal y actividad de la mesofauna en el suelo; 2 ^o orden; diferenciación espacial de la infiltración, transporte local de sedimentos, compactación por paso de ganado, fuego; 3 ^{er} orden; pastoreo, fuego, escorrentía superficial en laderas, erosión hídrica concentrada; 4 ^o orden; ajuste en la vegetación, ajustes geomorfológicos. Fuente: Redibujado de Imeson y Lavee (1998).	16
Figura. 1.2. Modelos de generación de escorrentía en laderas mediterráneas: A) Modelo de escorrentía hortoniana discontinua; B) modelo de escorrentía mixta discontinua. Q_0 , flujo superficial hortoniano discontinuo; $Q_0(s)$, flujo superficial de saturación. Fuente: Calvo et al., 2003.	30
Figura. 1.3. Relaciones y dependencias entre los elementos del sistema eco-geomorfológico en respuesta a una cambio climático. Las líneas conectan las variables y los procesos con relaciones directas. (AGSS: tamaño y estabilidad de los agregafos; CLC: contenido en arcillas; CRST: encostramiento; ERSN: erosión; INF: infiltración; OFL: escorrentía superficial; OMC: contenido de materia orgánica; PRM: permeabilidad del suelo; SBK: sedimentación; SMC: contenido en humedad del suelo; SSC: contenido en sales solubles; VEG: vegetación; WHC: capacidad de retención hídrica del suelo). Fuente: Lavee <i>et al.</i> , 1998.	32
Figura. 1.4. Principales procesos y factores que contribuyen a la degradación de los sistemas forestales mediterráneos. Fuente: modificado de Mataix-Solera (1999).	34
Figura. 1.5. Esquema para la toma de decisiones estratégicas en la elaboración del proyecto de repoblación. Fuente: Modificado de Serrada Hierro et al. (2005).	37
Figura. 1.6. Esquema planteado de la hipótesis de la investigación. Donde: A, evolución de la cubierta vegetal para una parcela reforestada en condiciones de suelo desnudo; B, evolución de la cubierta vegetal para una parcela reforestada y enmendada. Fuente: Elaboración propia.	51
Figura. 2.1. El Parque Natural Sierra Tejeda, Almjara y Alhama. Fuente: Elaboración propia.	82
Figura. 2.2. Contexto geológico regional. Fuente: Elaboración propia.	84
Figura. 2.3. Disposición de los materiales en el dominio Alpujarride para el sector más oriental de la provincia de Málaga Fuente: Modificado de Fundación Cueva de Nerja.	85
Figura. 2.4. Contexto geológico en el entorno inmediato a la red experimental. Donde: 1, Mármoles (Triásicos); 2, Esquistos (Triasico); 3, Materiales detríticos (Plioceno-Cuaternario); 4, límite impermeable; 5; Descarga difusa de la masa de agua de Alberquillas; 6, Sentido del flujo subterráneo; 7, Manantial; 8, Sondeo; 9, Parcelas experimentales. Fuente: Modificado de Andreo y Carrasco., 1999.	91
Figura. 2.5. Diagrama climático del entorno inmediato a la red experimental. Fuente: Elaboración propia.	93

Figura. 2.6. Balance hídrico para el entorno inmediato a la red experimental. Donde: azul, precipitación; rojo, evapotranspiración. Fuente: elaboración propia. La ETP, evapotranspiración, se calculo por el método de Thornthwait (1948). Fuente: Elaboración propia.....	96
Figura. 2.7. Aspecto de la ladera de estudio donde se han instalado las parcelas experimentales. Fuente: Elaboración propia.....	100
Figura. 3.1. Organigrama de las fases del trabajo realizado durante la investigación. Fuente: Elaboración propia.	110
Figura. 3.2. Fotografía aérea del Proyecto de Excelencia Red Experimental de Medición de la Erosión (REME). (a) conjunto de parcelas experimentales destinadas a evaluar los procesos de degradación y recuperación natural en ambientes ecotono después de un impacto (fuego); (b) conjunto de parcelas experimentales destinadas a evaluar los procesos de recuperación del suelo y restauración de la cubierta mediante el uso de enmiendas en ecosistemas vulnerables a los procesos de degradación; (c) conjunto de parcelas experimentales donde la vegetación natural se ha mantenido que se usaran como referencia de la condición natural para el área de estudio. Fuente: Elaboración propia.....	114
Figura. 3.3. Establecimiento de las parcelas experimentales y homogeneización del sistema. Fuente: Elaboración propia.....	115
Figura. 3.4. Fotografía de las enmiendas objeto de estudio. Fuente: Elaboración propia.	116
Figura.3.5. Cartografía de especies vegetales perennes presentes en el muestreo de la vegetación de la zona piloto-control en el entorno inmediato al área experimental. Fuente: Elaboración propia.	118
Figura. 3.6. Croquis de la estrategia de reforestación de las parcelas. Fuente: Elaboración propia.	120
Figura. 3.7. Esquema metodológico para el seguimiento de la dinámica espacial y temporal del patrón ecogeomorfológico. Fuente: Elaboración propia.....	128
Figura. 4.1. Variabilidad temporal de la precipitación durante el periodo de estudio. Donde: Precipitación, volumen de precipitación (mm), color azul; I_{15} , Intensidad máxima en 15 minutos (mm h^{-1}), color rojo. Fuente: elaboración propia.....	164
Figura. 4.2. Correlación entre la intensidad de la precipitación y la duración del evento. Donde: I_d ; intensidad media diaria (mm h^{-1}). Fuente: Elaboración propia.	165
Figura. 4.3. Correlación entre el volumen de la precipitación; intensidad de la precipitación; duración del evento con el factor R de erosividad de la precipitación. Donde: I_d ; intensidad media diaria (mm h^{-1}). Fuente: Elaboración propia.....	167
Figura. 4.4. Diagrama de cajas para el carbono orgánico del suelo (CO) para cada fecha de muestreo. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; P-12, primavera-12; O-12, otoño-12; P-13, primavera-13; O-12, otoño-12. Fuente: Elaboración propia.....	171

Figura. 4.5. Diagrama de cajas para el pH en cada fecha de muestreo. Donde; Donde: C, control; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; P-12, primavera-12; O-12, otoño-12; P-13, primavera-13; O-13, otoño-13. Fuente: Elaboración propia..... 176

Figura. 4.6. Diagrama de cajas para el conductividad eléctrica (CE) en cada fecha de muestreo. Donde; Donde: C, control; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; P-12, primavera-12; O-12, otoño-12; P-13, primavera-13; O-13, otoño-13. Fuente: Elaboración propia 180

Figura. 4.7. Porcentaje de macroagregados y microagregados estables para las campañas de muestreo primavera-2012; otoño-2012; primavera-2013 y otoño-2013. Donde: SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia. 185

Figura. 4.8. Porcentaje de agregados estables para las diferentes fracciones analizadas en el muestreo de primavera-12. Donde: SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia..... 186

Figura. 4.9. Porcentaje de agregados estables para las diferentes fracciones analizadas en el muestreo de otoño-12. Donde: SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia. 187

Figura. 4.10. Porcentaje de agregados estables para las diferentes fracciones analizadas en el muestreo de primavera-13. Donde: SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia..... 188

Figura. 4.11. Porcentaje de agregados estables para las diferentes fracciones analizadas en el muestreo de otoño-13. Donde: SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia. 189

Figura. 4.12. Curvas de infiltración acumulada en base al tiempo. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia..... 195

Figura. 4.13. Crecimiento medio (cm) de la especie *Lavandula stoechas* Lam., 24 meses después de la reforestación. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar. Fuente: Elaboración propia. 199

Figura. 4.14. Crecimiento medio (cm) de la especie *Lavandula multifida* Lam., 24 meses después de la reforestación. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar. Fuente: Elaboración propia. 200

Figura. 4.15. Crecimiento medio (cm) de la especie <i>Lavandula dentatae</i> Lam., 24 meses después de la reforestación. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.	203
Figura. 4.16. Crecimiento medio (cm) de la especie <i>Rosmarinus officinalis</i> L., 24 meses después de la reforestación. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar. Fuente: elaboración propia.	209
Figura. 4.17. Crecimiento medio (cm) de la especie <i>Thymus capitatus</i> L., 24 meses después de la reforestación. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.	211
Figura. 4.18. Mapas eco-geomorfológicos de las parcelas en mayo y septiembre de 2013. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD±, desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.	212
Figura. 4.19. Serie fotográfica para el conjunto de lodos. De izquierda a derecha, tapiz de <i>Carlina corymbosa</i> L. (septiembre del año 2013); individuo de <i>Ricinis communis</i> L. (mayo del año 2012); pastizal nitrofilo (mayo del año 2013). Fuente: Elaboración propia.....	213
Figura. 4.20. Serie fotográfica para el conjunto enmendado con un mulch de paja. De izquierda a derecha, foto de parcela enmendada con paja (mayo del año 2013); individuo de <i>Cystus albidus</i> L. (febrero del año 2012); individuo de <i>Rosmarinus officinalis</i> (mayo del año 2013); individuo de <i>Asphodelus albus</i> Mill. (enero 2013); individuo de <i>Hyparrhenia Hirta</i> L. (mayo del año 2013). Fuente: Elaboración propia.....	213
Figura. 4.21. Serie fotográfica para el conjunto enmendado con un mulch de poda. De izquierda a derecha, foto de parcela enmendada con poda (mayo del año 2013); individuo de <i>Hedypnois rhagadioloides</i> L. (mayo del año 2013); individuo de <i>Limonium sinatum</i> L. (febrero del año 2013); individuo de <i>Lobularia maritima</i> L. (marzo del año 2013). Fuente: Elaboración propia.	214
Figura. 4.22. Serie fotográfica para el conjunto enmendado con polímeros hidroabsorbente. De izquierda a derecha, foto de parcela enmendada con polímero (mayo del año 2013); individuo de <i>Mercurialis tomentosa</i> L. (enero del año 2013); individuo de <i>Ruta chalepensis</i> L.(enero del año 2013); individuos de <i>Asphodelus albus</i> Mill. (junio del año 2013). Fuente: Elaboración propia.	215
Figura. 4.23. Serie fotográfica para el conjunto enmendado con estiércol. De izquierda a derecha, foto de parcela enmendada con estiércol (mayo del año 2013); individuo de <i>Asparagus aphyllus</i> L. (diciembre del año 2012); individuos de <i>Rosmarinus officinalis</i> L. (enero del año 2013), costra física (mayo del año 2013). Fuente: Elaboración propia.	215

Figura. 4.24. Valores de humedad del suelo en el perfil. (a), evento de precipitación del 7 de noviembre de 2012 (volumen: 75.8 mm; duración: 44.25 horas; I_{15} : 8.8 mm h^{-1}). (b), evento de precipitación del 18 de noviembre de 2012 (volumen: 105.8 mm; duración: 14.7 horas; I_{15} : 52.8 mm h^{-1}). (c), evento de precipitación del 29 de agosto de 2013 (volumen: 45.6 mm; duración: 3.5 horas; I_{15} : 63.2 mm h^{-1}). (d), evento de precipitación del 19 de enero de 2013 (volumen: 29.2 mm; duración: 6.5 horas; I_{15} : 42.4 mm h^{-1}). (e), evento de precipitación del 5 de abril de 2013 (volumen: 26.0 mm; duración: 9.8 horas; I_{15} : 25.5 mm h^{-1}). (f), evento de precipitación del 23 de febrero de 2013 (volumen: 27.8 mm; duración: 17.8 horas; I_{15} : 14.3 mm h^{-1}). (R1), réplica 1. (R2), réplica 2. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia. 223

Figura. 4.25. Evolución mensual del contenido de humedad del suelo en los diferentes manejos y su relación con la capacidad de retención hídrica a pF 2.0 (capacidad de campo) y p.F 4.2 (punto de marchitez permanente). Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia..... 225

Figura. 4.26. Porcentaje de eventos de escorrentía para cada estación respecto al total registrado. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia..... 227

Figura. 4.27. Volumen de precipitación (mm), intensidad máxima en 15 minutos (I_{15} , mm h^{-1}), escorrentía superficial acumulada (L.). Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia. 230

Figura. 4.28. Evolución de la ratio (enmienda/control) de la tasa de escorrentía. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia..... 232

Figura. 4.29. Porcentaje de eventos de sedimentos emitidos para cada estación respecto al total registrado. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia..... 233

Figura. 4.30. Volumen de precipitación (mm), intensidad máxima en 15 minutos (I_{15} , mm h^{-1}), sedimentos acumulados (kg). Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia..... 235

Figura 4.31. Evolución de la ratio (enmienda/control) de la tasa de erosión. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia..... 237

Figura. 5.1. Esquema bajo el cual se aborda la discusión de los resultados. Fuente: Elaboración propia..... 245

Figura 5.2. Perfiles de suelo para los seis tratamientos aplicados. Donde: SH, estiércol; HP, polímeros hidroabsorbentes; PM, mulch de poda; SM, mulch de paja RU, lodo de depuradora; C, control. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm. Fuente: Elaboración propia..... 257

Figura. 5.3. Perfiles de suelo para los suelos enmendados con mulch. Donde: PM, mulch de poda; SM, mulch de paja. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm. Fuente: Elaboración propia..... 258

Figura. 5.4. Perfil de suelo para el conjunto tratado con lodo de depuradora en el mes de mayo del año 2013. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm. Fuente: Elaboración propia. 259

Figura. 5.5. Serie fotográfica para el estado de la vegetación en los tratamientos mulch de paja; mulch de poda, polímeros hidroabsorbentes y lodos. De arriba abajo: superficie de las parcelas enmendada con lodos para los meses enero del año 2012 y septiembre del año 2012; Individios de *Lavandula multifida* Lam. en el mes de mayo del año 2013; Individuos de *Rosmarinus officinalis* L. en el mes de mayo del año 2013. Donde: RU, lodo de depuradora; SM, mulch de paja; PM, mulch de astillas de Aleppo pine; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia..... 262

Figura. 5.6. Serie fotográfica para el estado de la vegetación las parcelas enmendadas con estiércol de origen vacuno para mayo del año 2013. Arriba izquierda, individuo de *Rhamnus oleoides* L.; Arriba derecha; individuo de *Thymus capitatus* L.; Abajo izquierda, individuo de *Rosmarinus officinalis* L.; Abajo derecha, individuo de *Lavandula stoechas* Lam. Fuente: Elaboración propia. 263

Figura 5.7. Parcelas enmendadas con lodos de depuradora. (a) estado de las parcelas al comienzo del experimento en octubre 2010; (b) parcelas cubiertas por la *Carlina hispanica* Lam. en septiembre del año 2010; (c) *Carlina hispanica* Lam.; (d) perfil del suelo para la parcela tratada con lodos en mayo 2013. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm. Fuente: Elaboración propia..... 267

Figura. 5.8. Parcelas enmendadas polímeros (Terracottem). (a) parcela enmendada con polímeros diciembre 2013; (b) polímero seco en el perfil del suelo en septiembre 2013; (c) polímero hidratado en el perfil del suelo; (d) 5 g de polímeros antes de la adición de 25 mm de agua; tiempo = 0 s; (e) 5 g de polímeros después de la adición de 25 mm de agua; tiempo = 10 s; (f) 5 g de polímeros después de la adición de 25 mm de agua; tiempo = 45 s. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm. Fuente: Elaboración propia. 269

Figura 5.9. Parcelas enmendadas con estiércol vacuno. (a) foto aérea de la parcela tratada con estiércol en mayo 2013; (b) perfil del suelo para la parcela tratada con estiércol en mayo 2013; (c) superficie de la parcela enmendada con estiércol julio 2013; (d) costra superficial en la parcela enmendada con estiércol mayo 2013. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm. Fuente: Elaboración propia. 270

Figura 5.10. Precipitación (mm), intensidad máxima en 15 minutos (I_{15} , mm h⁻¹), escorrentía acumulada (L), sedimentos acumulados (Kg) para los diferentes tratamientos. Donde: C, control; PM, mulch de poda; SM, mulch de paja; HP, polímeros hidroabsorbentes; RU, lodo de depuradora; SH, estiércol. Fuente: Elaboración propia. 271

Figura 5.11. Representación gráfica del modelo de generación de escorrentía de Horton. Donde: I, intensidad; t, evento de precipitación; f, capacidad de infiltración del suelo; P_e , exceso de precipitación; Q_0 , flujo superficial Hortoniano. Fuente: Redibujado de Ward and Robinson (2000).276

Figura 5.12. Representación gráfica del modelo de generación de escorrentía por saturación del perfil. Fuente: Redibujado de Ward and Robinson (2000).277

TABLAS

Tabla 1.1. Objetivos y preguntas de investigación en el trabajo. Fuente: Elaboración propia. 51

Tabla 2.1. Régimen precipitaciones en el entorno inmediato al área experimental. Serie temporal desde 1995-2004 para la “Estación Fuente del Esparto. P (mm), precipitación media anual; P máx (mm) , precipitación máxima de las medias diarias; P mín (mm), precipitación mínima de las medias diarias. Fuente: Elaboración propia. 93

Tabla 2.2. Régimen de temperaturas y PET en el entorno inmediato al área experimental. Serie temporal desde 1995-2004 para la “Estación de Nerja”. T (°C), temperatura media mensual; T máx (°C) , temperatura máxima de las medias diarias; T mín (°C), temperatura mínima de las medias diarias; ETP, Evapotranspiración potencial por el método de Thornthwait. Fuente: Elaboración propia. 94

Tabla 2.3. Índices bioclimáticos para el área de estudio calculados a partir de los datos de la estación meteorológica de Nerja y de la Fuente del Esparto. Fuente: Elaboración propia. 95

Tabla 2.4. Caracterización inicial de los suelos en el área de estudio. Muestreo correspondiente al mes de Octubre del año 2010. Fuente: elaboración propia. Metodología: Granulometría y textura (Marañez et al., 1994); Capacidad de campo, Punto de marchitez y Agua util (Stackman et al., 1969; Richards, 1947); Estabilidad de agregados (Kemper y Rosenau, 1986); Capacidad de intercambio cationico (Bower et al., 1952); Carbono orgánico (Walkey y Blanck, 1947); Carbono y Nitrógeno total (ISRIC, 2002); pH y conductividad eléctrica (ISRIC, 2002). Fuente: Elaboración propia. 98

Tabla 3.1. Cronograma de los diferentes trabajos llevados a cabo en el campo. Las letras se corresponden a los diferentes trabajos según la numeración anterior. Donde: a, Vallado del área experimental y construcción de las parcelas cerradas; b.; Tareas de mantenimiento dentro del área experimental; c., Aplicación de los diferentes tratamientos/enmiendas; d., Caracterización de la vegetación dominante; e., Reforestación de las parcelas experimentales; f., Monitorización de las variables meteorológicas ; g., Registro de las variaciones de humedad; h., Experimentos de infiltración; i., Medidas de escorrentía superficial; j., Medidas de erosión; k., Inventarios de crecimiento de la vegetación reforestada y conteo de supervivencia; l., Fotografía y cartografía de los componentes superficiales; m., Muestreo del suelo; n., Medida de hidrofobia. Fuente: Elaboración propia. 109

Tabla 3.2. Estrategias de recuperación para el suelo basadas en el uso de enmiendas. Fuente: Elaboración propia. 117

Tabla 3.3. Caracterización y frecuencia de las especies dominantes para el área de estudio. Fuente: Elaboración propia.	119
Tabla 3.4. Variables meteorológicas medidas en el área experimental. Fuente: Elaboración propia.	121
Tabla 3.5. Clases de etanol utilizadas en la clasificación de la intensidad de repelencia de agua al suelo (Doerr, 1998). Fuente: Elaboración propia.	125
Tabla. 3.6. Clasificación de los elementos del sistema eco geomorfológico diferenciados en la fotointerpretación de las parcelas. Fuente: Elaboración propia.	150
Tabla 4.1. Datos pluviométricos de la estación meteorológica emplazada dentro del área experimental. Donde: P, precipitación (mm); Horas, duración del evento (h); I ₁₅ , intensidad máxima en 15 minutos (mm h ⁻¹); Id, intensidad diaria (mm h ⁻¹); SD±, desviación estándar; CV, coeficiente de variación (%).Fuente: Elaboración propia.....	162
Tabla 4.2. Datos pluviométricos de cada uno de los eventos de precipitación registrados desde 22/nov/2011 a 31/ene/2014. Donde: I ₁₅ , intensidad máxima en 15 minutos (mm h ⁻¹); Id, intensidad diaria (mm h ⁻¹). Fuente: Elaboración propia.....	163
Tabla 4.3. Valores pluviométricos mensuales medios. Donde; PTotal, precipitación total para cada mes (mm); PMedia, precipitación mensual media (mm); I ₁₅ Media, media mensual de la intensidad máxima en 15 minutos (mm h ⁻¹); I ₁₅ Max, intensidad máxima en 15 minutos registrada para cada mes (mm h ⁻¹). Fuente: elaboración propia.....	164
Tabla 4.4. Régimen de temperaturas para el periodo de estudio del 22/nov/2011 y el 31/ene/2014. Donde; Tmedia, temperatura media anual (°C); T.MaxMed, temperatura media máxima (°C); Tmed Max, temperatura máxima de las medias (°C); T.max abs, temperatura máxima absoluta (°C); T.Min med; temperatura media mínima (°C); T.med.Mín; temperatura media de las mínimas(°C) ; T.min.abs, temperatura mínima absoluta (°C); Med(AT), amplitud térmica de las medias (°C); ETP, evapotranspiración potencial (mm). Fuente: Elaboración propia.	168
Tabla 4.5. Media y desviación estándar para el carbono orgánico del suelo (CO) en parcelas enmendadas y reforestadas. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; n, numero de muestras; SD±, desviación estándar. (*), indica diferencias significativas relativa al control (C, p < 0,05). Fuente: Elaboración propia.	170
Tabla 4.6. Test de Tukey o Games-Howell para los datos de carbono orgánico del suelo (SOC). Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. (*) indica diferencias significativas entre los tratamientos (p < 0,05). Fuente: Elaboración propia.	173
Tabla 4.7. Media y desviación estándar para la acidez (pH) en parcelas enmendadas y reforestadas. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; n, numero de muestras; SD±, desviación estándar. (*), indica diferencias significativas relativa al control (C, p < 0,05). Fuente: Elaboración propia.	174

Tabla 4.8. Test de Tukey o Games-Howell para los datos de pH. Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. (*) indica diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$). Fuente: Elaboración propia. 177

Tabla 4.9. Media y desviación estándar para la conductividad eléctrica (CE) en parcelas enmendadas y reforestadas. Unidad de medida $\mu\text{S cm}^{-1}$. Donde: C, control; SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente; n, numero de muestras; $\text{SD}\pm$, desviación estándar. (*), indica diferencias significativas relativa al control (C, $p < 0,05$). Fuente: Elaboración propia. 179

Tabla 4.10. Test de Tukey o Games-Howell para los datos de conductividad eléctrica (EC). Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. (*) indica diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$). Fuente: Elaboración propia. 181

Tabla 4.11. Porcentaje de macroagregados ($\geq 0,250$ mm) para los diferentes muestreos. Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia. 183

Tabla 4.12. Porcentaje de microagregados ($< 0,250$ mm) para los diferentes muestreos. Donde: SM, mulch de poda; PM, mulch de astillas de pino (Aleppo pine); RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímero hidroabsorbente. Fuente: Elaboración propia. 184

Tabla 4.13. Valor medio de repelencia al agua (clases 1-10) según Doerr (1998). Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Las letras a y b, se corresponden con las dos parcelas réplicas para cada tratamiento; SWR, repelencia del suelo al agua. Fuente: Elaboración propia. 191

Tabla 4.14. Resultados medios para la conductividad hidráulica (cm h^{-1}) en condiciones de suelo seco (agosto 2012) para las tres succiones medidas. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Los números marcados con un asterisco (*) representan la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos y el control (C). CV%, coeficiente de variación; H%, porcentaje de humedad del suelo a 5 cm de profundidad en el momento de la prueba; n, número de repeticiones para cada una de las succiones. Fuente: Elaboración propia. 192

Tabla 4.15. Resultados medios para la conductividad hidráulica (cm h^{-1}) en condiciones de suelo húmedo (mayo 2013) para las tres succiones medidas. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Los números marcados con un asterisco (*) representan la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos y el control (C). CV%, coeficiente de variación; H%, porcentaje de humedad del suelo a 5 cm de profundidad en el momento de la prueba; n, número de repeticiones para cada una de las succiones. Fuente: Elaboración propia. 193

Tabla 4.16. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie <i>Chamaerops humilis</i> L. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.	197
Tabla 4.17. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie <i>Lavandula stoechas</i> Lam. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.....	198
Tabla 4.18. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie <i>Lavandula stoechas</i> Lam. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.....	201
Tabla 4.19. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie <i>Lavandula dentatae</i> Lam. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.....	202
Tabla 4.20. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie <i>Rhamnus alaternus</i> L. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: elaboración propia.	204
Tabla 4.21. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie <i>Rhamnus oleoides</i> L. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.	205
Tabla 4.22. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie <i>Pisacea lentiscus</i> L. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.	206
Tabla 4.23. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie <i>Rosmarinus officinalis</i> L. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: elaboración propia.	208
Tabla 4.24. Evolución de la tasa de supervivencia para la especie <i>Thymus capitatus</i> L. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. R1, réplica 1; R2, réplica 2. Fuente: Elaboración propia.	210

Tabla 4.25. Contenido volumétrico medio de agua en el suelo ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) para el periodo de estudio del 22/nov/2011 al 31/ene/2014. Donde: media, valores medios para la serie analizada; SD \pm , desviación estándar; CV(%), coeficiente de variación; max, valor máximo registrado para la serie analizada; N, numero de parcelas; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia.....	217
Tabla 4.26. Valores medios de humedad medidos a distintas profundidades del perfil para los eventos de gran volumen. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD \pm , desviación estándar; PP, volumen de precipitación (mm). Fuente: Elaboración propia.....	220
Tabla 4.27. Valores medios de humedad medidos a distintas profundidades del perfil para los eventos de volumen medio. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD \pm , desviación estándar; PP, volumen de precipitación (mm). Fuente: Elaboración propia.....	221
Tabla 4.28. Valores medios de humedad medidos a distintas profundidades del perfil para los eventos de pequeño volumen. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes, SD \pm , desviación estándar; PP, volumen de precipitación (mm). Fuente: Elaboración propia.....	222
Tabla 4.29. Características generales de la escorrentía para los diferentes tratamientos. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; N, numero de eventos registrados para el periodo 22 de noviembre del año 2011 hasta 31 de enero del año 2014; SD \pm , desviación estándar; Max, evento máximo (L). Fuente: Elaboración propia.....	228
Tabla 4.30. Correlación lineal entre la escorrentía generada en relación al volumen de precipitación acaecida y la intensidad del evento. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; I_{15} , intensidad máxima en 15 minutos; r^2 , error cuadrático medio. Fuente: Elaboración propia.	229
Tabla 4.31. Datos generales para los coeficientes de escorrentía en los diferentes tratamientos. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; N, numero de eventos registrados para el periodo 22 de noviembre del año 2011 hasta 31 de enero del año 2014; SD \pm , desviación estándar; Max, coeficiente máximo (%). Fuente: Elaboración propia.....	231
Tabla 4.32. Características generales de los sedimentos emitidos (Kg) para los diferentes tratamientos. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; N, numero de eventos registrados para el periodo 22 de noviembre del año 2011 hasta 31 de enero del año 2014; SD \pm , desviación estándar; Max, evento máximo (Kg). Fuente: Elaboración propia.....	234

Tabla 4.33. Correlación lineal entre los sedimentos emitidos en relación al volumen de precipitación acaecida y la intensidad del evento. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; I_{15} , intensidad máxima en 15 minutos; r^2 , error cuadrático medio. Fuente: Elaboración propia. 233

Tabla 4.34. Tasas de erosión para los diferentes tratamientos. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes; N, número de eventos registrados para el periodo 22 de noviembre del año 2011 hasta 31 de enero del año 2014; TE, tasa de erosión media anual ($T_n \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); SD_{\pm} , desviación estándar; TE.Max, tasa de erosión del evento máximo ($T_n \text{ ha}^{-1}$). Fuente: elaboración propia. 236

Tabla 4.35. Porcentaje de la escorrentía superficial y sedimentos total emitidos durante el periodo de estudio, para cada tratamiento, en relación al registrado en suelos no enmendados. Donde; C, control; SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: elaboración propia. 238

Tabla 6.1. Efecto de las enmiendas, respecto al conjunto reforestados y no enmendado, en los procesos de restauración de la calidad del suelo, hidrodinámica del sistema eco-geomorfológico y establecimiento de la cubierta vegetal reforestada. Donde: SM; mulch de paja; PM, mulch de astillas de pino; RU, lodos de depuradora; SH, estiércol de origen vacuno; HP, polímeros hidroabsorbentes. Fuente: Elaboración propia. 306

FORMULAS

3.1. Tasa de escorrentía. Donde; T_e ; tasa de escorrentía ($L \text{ m}^{-2}$), E_t (L) el volumen de escorrentía registrado en el depósito después de cada evento pluviométrico, S_p (m^{-2}) superficie de la parcela 24 m^2 126

3.2. Coeficiente de escorrentía. Donde; C_e ; coeficiente de escorrentía para la parcela (%); T_e , tasa de escorrentía ($L \text{ m}^{-2}$); P , precipitación total registrada durante el evento pluviométrico (L). 126

3.3. Fracción de agregados estables. Donde; F.E, fracción estable; P_{sd} , peso del agregado en la solución dispersante; P_a , peso de los agregados en el agua destilada. 132

3.4. Reacción de oxidación del dicromato potásico. 133

3.5. Valoración de la muestra para el cálculo de la materia orgánica. Donde; M , Volumen de la sal de Morh consumido durante la valoración de cada muestra, B , volumen de la sal de Morh consumida en el blanco; P , peso en gramos de la muestra; F , es un factor de la sal de Morh que corrige su normalidad. 134

3.6. Ecuación de Nerst. Donde; $R = 8.314 \text{ J}^\circ \text{ K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$; $F = 96493 \text{ C}$; n , número de electrones transferidos. El potencial de pila a 25°C (E_p), $E_p = E + 0.0591 \text{ pH}$. El valor de E dependerá del potencial de electrodo de referencia y los potenciales de unión (potencial del electrodo interno y potencial de asimetría de la membrana de vidrio). 135

3.7. Resistencia al paso de una corriente eléctrica. Donde; Resistencia (Ω); ρ , Resistencia específica ($\Omega \cdot m$); L, Longitud(m); A, Superficie (m^2).	136
3.8. Conductividad específica. Donde; K, Conductividad específica ($S \cdot m^{-1}$); R, Resistencia (Ω); L, Longitud (m); A, Superficie (m^2).	137
3.9. Método gravimétrico para el cálculo de la humedad. Donde; H, humedad del suelo en porcentaje; P_h , peso de la muestra antes de ser secada; P_s , peso de la muestra después de secarla en la estufa.	138
3.10. Cálculo de la humedad volumétrica del suelo. Donde; Q , humedad volumétrica; H_g , humedad gravimétrica; P_h , Peso del suelo húmedo; P_s , peso del suelo seco.	138
3.11. Cálculo de la humedad gravimétrica del suelo. Donde; Q , humedad volumétrica; H_g , humedad gravimétrica; P_h , Peso del suelo húmedo; P_s , peso del suelo seco.	138
3.12. Cálculo de los sedimentos totales. Donde; St ; sedimentos totales emitidos por la parcela (kg.), S_m ; sedimentos pesados en la muestra de 1.0 l (g); Et ; escorrentía total (L) generada durante el evento de precipitación, V ; volumen de escorrentía para la muestra tomada (L).	139
3.13. Cálculo de la concentración de sedimentos. Donde; C_s ; concentración de sedimentos ($g L^{-1}$), St ; sedimentos totales (g), Et ; escorrentía total (L).	139
3.14. Cálculo de la tasa de erosión. Donde; T_s ; tasa de erosión ($g m^{-2}$), St (g) sedimentos totales registrados en el depósito después de cada evento pluviométrico, Sp (m^2) superficie de la parcela $24 m^2$	139
3.15. Cálculo del percentil. Donde; n, es el número de elementos de la muestra; i, el percentil.	140
3.16. Cálculo de la varianza. Donde; σ^2 es la varianza; x , valor de la variable; \bar{x} , la media de la variable; n, número de registros de la variable.	141
3.17. Cálculo de la desviación típica. Donde; σ es la desviación típica; x , valor de la variable; \bar{x} , la media de la variable; n, número de registros de la variable.	141
3.18. Calculo del sesgo. Donde; $C.A.$, coeficiente de asimetría; \bar{x} , la media de la variable; x_m , la mediana; y σ la desviación típica.....	142
3.19. Estadístico Z de Kolmogorov-Smirnov	142
3.20. Cálculo de la varianza entre grupos. Donde; n, número de casos; a, número de variables; e Y representa cada objeto.	143
3.21. Cálculo de la varianza dentro de grupos. Donde; n, número de casos; a, número de variables; e Y representa cada objeto.....	143
3.22. Coeficiente de correlación de Pearson. Donde; x e y, variables; n, número de casos.....	144
3.23. Regresión lineal. Donde; y, variable dependiente; x, variable independiente; a, b, parámetros de la ecuación y ε , error estándar.	145

3.24. Regresión no lineal (a). Donde; y , variable dependiente; x , variable independiente; a , b , parámetros de la ecuación y ε , error estándar.	145
3.25. Regresión no lineal (b). Donde; y , variable dependiente; x , variable independiente; a , b , k , parámetros de la ecuación y ε , error estándar.	145
3.26. Coeficiente de determinación. Donde; RSS , variación explicada o regresión de la suma de cuadrados.	145
3.27. Transformación del arcoseno. Donde; p es el dato porcentual ordinal expresado como proporción y α es el dato transformado.	146
3.28. Infiltración del agua en el suelo, según Zhang (1997). Donde; I , infiltración; C_1 y C_2 , valores medidos en dos tiempos consecutivos del experimento; t , tiempo.	146
3.29. Tasa de conductividad hidráulica no saturada, según Zhang (1997).	146
3.30. Coeficiente A para el cálculo de la conductividad hidráulica no saturada para un $n \geq 1,9$, según Zhang (1997). Donde; n y α , parámetros de Van Genuchten para el suelo, r_0 , radio del disco, h_0 , succión en la superficie del disco. Los parámetros de Van Genuchten del suelo correspondieron a los indicados por Carsel y Parrish (1988), de acuerdo a la información del fabricante del infiltrómetro de minidisco.	146
3.31. Coeficiente A para el cálculo de la conductividad hidráulica no saturada para un $n < 1,9$, según Zhang (1997). Donde; n y α , parámetros de Van Genuchten para el suelo, r_0 , radio del disco, h_0 , succión en la superficie del disco. Los parámetros de Van Genuchten del suelo correspondieron a los indicados por Carsel y Parrish (1988), de acuerdo a la información del fabricante del infiltrómetro de minidisco.	147