



**UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
DEPARTAMENTO DE GEOLOGÍA**

Influencia del empleo de cubiertas vegetales en viñedos en pendiente sobre el control de la erosión.

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

Marta Ruiz Colmenero

**Directores:
M^a José Marqués Pérez
Ramón Bienes Allas**

Alcalá de Henares, Octubre de 2012



El desarrollo de la investigación de esta tesis y gran parte de la formación de su autora han sido posibles gracias a la financiación del Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) y al Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA). La autora ha disfrutado de la beca predoctoral FPI-INIA bec2008-0064 recogida en la resolución de 22 de febrero de 2008 (BOE de 27 de febrero de 2008) denominada “Erosión en viñedos en pendiente bajo mínimo laboreo y empleo de cubiertas vegetales en las calles” con plazo de ejecución desde septiembre de 2008 hasta septiembre de 2012. Esta tesis tampoco habría sido posible sin la colaboración de los viticultores Carlos Gosálbez, Andrés Morate y Francisco Laguna.

Instituto Madrileño de Investigación y
Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (Imidra)
Ronda de Atocha, 17, 4ª planta
28012 Madrid (España)
Teléfonos (+34) 915 801 932 / 918 879 406
Fax (+34) 915 801 886 / 918 879 493
e.mail: imidra@madrid.org

Instituto Nacional de Investigación
y Tecnología Agraria y Alimentaria INIA
Crta. de la Coruña, km 7,5
28040 Madrid (España)
Teléfono (+34) 913473900
Fax (+34) 913572293
e.mail: ucc@inia.es

“La nación que destruye su suelo, se destruye a sí misma”

Franklin D. Roosevelt

RESUMEN

La conservación del suelo está cobrando importancia en los últimos años, especialmente en campos agrícolas y más concretamente en áreas vitícolas. La vid es, por extensión, el tercer cultivo en importancia en España, donde en su mayoría los viñedos son manejados mediante mínimo laboreo, con la decidida intención de eliminar cualquier rastro de vegetación arvense que pudiera restar recursos hídricos a las vides. Este manejo puede suponer una amenaza para la conservación a largo plazo de los suelos, sobre todo si se dan además dos circunstancias que suelen ser habituales en el entorno mediterráneo español: suelos en pendiente y climatología irregular con sequías y tormentas intensas.

En esta tesis se abordan las consecuencias del laboreo en la conservación del suelo, mediante el análisis de las variaciones en la humedad del suelo, la generación de escorrentía y sedimentos, así como los cambios en algunos parámetros físicos del suelo. Se propone el empleo de cubiertas vegetales para la protección del suelo de los viñedos y se abordan las ventajas e inconvenientes de esta alternativa de manejo frente al laboreo. El estudio se desarrolló en tres viñedos en activo pertenecientes a la Denominación de Origen “Vinos de Madrid”, gracias a la colaboración de tres viticultores de la Subzona de Arganda. Concretamente los viñedos se sitúan en los municipios de Belmonte de Tajo, Campo Real y Villaconejos en terrenos con pendientes entre el 8 y el 14 %. La sucesión cronológica de las actividades llevadas a cabo en los distintos viñedos de estudio ayudan a resumir los objetivos planteados y los hallazgos obtenidos a lo largo de estos cuatro años de tesis doctoral.

En un principio se planteaba como prioritario el estudio del efecto de las cubiertas sobre la humedad del suelo, dado que se iban a instalar en un viñedo en explotación, bajo una climatología semiárida (en torno a 400 mm de pluviometría anual). El viñedo inicial fue el de Campo Real. En las calles entre las vides se instalaron 9 parcelas de erosión de 2 m², con sensores de humedad enterrados a 10 y 35 cm de profundidad. En estas parcelas se podía medir la escorrentía mediante un sistema de balancín conectado a un *datalogger* y también los sedimentos erosionados depositados en la base de la parcela. En este viñedo se instaló una cubierta permanente de una gramínea de pequeño porte, *Brachypodium distachyon*, y una cubierta de centeno (*Secale cereale*) que se segaba en primavera. Los datos obtenidos en cada tratamiento - laboreo, cubierta permanente y cubierta segada - se obtuvieron por triplicado. Tras el primer año de estudio, al realizar comparaciones con el laboreo tradicional, se observó que el crecimiento de la cubierta permanente disminuyó significativamente el contenido de humedad del suelo precisamente en el periodo de desarrollo de la vid, lo cual disminuyó la producción de uva. La cubierta segada de centeno no produjo descensos significativos de humedad ni de producción. Los cambios en la escorrentía fueron muy variables, se obtuvo mayor escorrentía anual acumulada con la cubierta segada de centeno y no hubo diferencias significativas entre la cubierta permanente y el suelo labrado, pero el análisis detallado de cada lluvia parecía indicar que la

escorrentía en el suelo labrado dependía del tiempo transcurrido desde la última labor llevada a cabo.

Se consideró necesario ampliar los viñedos de estudio para corroborar los resultados obtenidos y se procedió a acometer el mismo tipo de diseño en otros dos viñedos próximos, los anteriormente mencionados de Belmonte de Tajo y Villaconejos. La única diferencia de tratamiento entre los tres viñedos fue el tipo de cubierta segada, que en Belmonte fue de vegetación espontánea y en Villaconejos fue de cebada (*Hordeum vulgare*). Durante los dos años siguientes se recogieron datos ya en los tres viñedos, profundizando en el estudio de la humedad del suelo y escorrentía, y añadiendo el estudio de la pérdida de suelo, y variaciones en el contenido de materia orgánica y de nutrientes en el suelo. También se evaluó anualmente la incidencia de los tratamientos en la producción de uva, dado que el conocimiento de este factor es esencial para poder aplicar posteriormente los manejos más adecuados al suelo sin comprometer la rentabilidad para el agricultor.

Las cubiertas demostraron su eficacia en el control de la escorrentía, sobre todo en el caso de las cubiertas permanentes cuando estuvieron completamente instaladas, con coberturas cercanas al 100%. Su capacidad protectora frente a la erosión también fue evidente. El laboreo tradicional puede llegar a tener una pérdida media de suelo de $5,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, una tasa que implica una pérdida de $0,06 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de carbono orgánico. Las cubiertas pueden evitarlo con distintos niveles de eficacia, con reducciones de pérdida de suelo entre un 34% (vegetación espontánea en Belmonte de Tajo) y un 93% (*B. distachyon* en Campo Real). La descomposición de restos vegetales procedentes de las cubiertas junto a la disminución de labores aumentó la materia orgánica del suelo y redujo su degradación física, medida a través de indicadores tales como la estabilidad de los agregados que se duplicó en los suelos con cubiertas vegetales, a partir del segundo año de aplicación. De este modo el suelo se hizo menos vulnerable al sellado, lo que explicó la reducción de la escorrentía a escala anual al facilitarse la infiltración del agua en el suelo. Este hecho podía compensar el consumo en el periodo vegetativo. Este favorecimiento de la infiltración también se comprobó mediante un test realizado con anillos de infiltración.

En el viñedo de Campo Real se realizaron ensayos de lluvia simulada de alta intensidad (130 mm h^{-1}) para comprobar si las cubiertas eran también eficaces en eventos extremos y efectivamente, el laboreo produjo 5 veces más sedimentos que los tratamientos con cubiertas. En este último viñedo se prolongó el estudio un año más para poder confirmar estadísticamente las tendencias de cambios estructurales que se habían detectado anteriormente. Se observaron cambios en la distribución de la micro y mesoporosidad en los tratamientos con cubiertas y consecuentemente cambios en la capacidad de infiltración de agua.

No obstante, a estas ventajas hay que contraponer una merma en la producción que es más evidente en las cubiertas permanentes, pero que no ha existido en las cubiertas segadas de cebada y centeno. Es importante transmitir esta información, con sus ventajas e inconvenientes, al agricultor. Se ha

comprobado mediante la realización de entrevistas y encuestas, que no tienen una percepción clara de los signos de los procesos erosivos y que en su mayoría no estarían dispuestos a cambiar sus usos tradicionales.

Los resultados de esta tesis pueden ayudar a tomar decisiones para conseguir un equilibrio entre la producción, la conservación de la capacidad agronómica del suelo y la calidad del producto final. Para tener éxito en la implantación real de estas propuestas es esencial conocer las características particulares del terreno y la percepción y posibilidades de colaboración de los agricultores. Según los resultados obtenidos, se recomienda el uso de cubiertas vegetales segadas en primavera para un cultivo sostenible pues previenen o disminuyen la degradación del suelo sin comprometer la producción.

ABSTRACT

Soil conservation is becoming increasingly important in recent years, especially in agricultural fields and particularly in areas under vines. The vine is, by extension, the third most important crop in Spain, where most of the vineyards are managed using tillage, with the firm intention to remove all traces of weed vegetation that could be able to divert water to the vines. This management can threaten the long-term conservation of soils, especially if other two circumstances, that use to be common in the Spanish Mediterranean area, are present: sloping fields and irregular weather with droughts and severe storms.

In this thesis we analyse the effects of tillage on soil conservation, by the analysis of variations in soil moisture, runoff generation and sediments, as well as changes in some soil physical parameters. We propose the use of cover crops to protect the soil of vineyards and we discuss the advantages and disadvantages of this alternative *versus* the management by tillage. The study was conducted in three active vineyards belonging to the Denomination of Origin "Vinos de Madrid" (sub-area of Arganda, Madrid, Spain), thanks to the collaboration of three winemakers. All these vineyards were located in the municipalities of Belmonte de Tajo, Campo Real and Villaconejos, on sloping land between 8 and 14%. The chronological sequence of the activities carried out in the different vineyards of study help us to summarize the objectives and findings that we obtained throughout the four years of doctoral thesis.

The effect of covers on soil moisture was considered of a paramount importance, as they are going to be installed in a vineyard in operation, under a semiarid climate (around 400 mm of annual rainfall). The first vineyard was located in Campo Real. Nine erosion plots of 2 m² were installed in the middle of the strips between the vines, they were provided with two moisture sensors buried at 10 and 35 cm depth. These plots were used to measure runoff using a tipping bucket system connected to a *datalogger*; the eroded sediment deposited at the bottom of the plot could also be measured. The treatments of this vineyard were: a permanent cover crop of a small-sized grass: *Brachypodium distachyon* and a cover of rye (*Secale cereale*) being mowed in spring. Data from each treatment - tillage, permanent cover and cover mown - were obtained in triplicate. After the first year of study, the comparisons with conventional tillage showed that the growth of the permanent cover crop significantly decreased soil moisture content just at the time period corresponding to the vine development. As a consequence, there was a decrease in grape production. The rye cover did not significantly decrease moisture or vine production. Changes in runoff were highly variable, and provided more annual accumulated runoff for the rye cover and no significant differences between the permanent cover and soil tillage treatment, nevertheless, a detailed analysis of every rainfall seemed to indicate that runoff in tilled soil would depend on the time elapsed since the last work was done in the ground.

In order to corroborate these results we considered necessary to extend the study to two new vineyards, therefore the same design was used in the aforementioned vineyards at Belmonte de Tajo and Villaconejos. The only difference in treatments between the three vineyards was the mowed cover crops: spontaneous vegetation at Belmonte and barley (*Hordeum vulgare*) at Villaconejos. During the two following years data were collected in the three vineyards, deepening the study of soil moisture and runoff, and adding the study of soil loss, and variations in the content of soil organic matter and nutrients. The impact of treatments in grape production was also evaluated, as we considered that the knowledge of this factor is essential if a real application of this management is going to be adopted without consequences in the profitability for the farmer.

The covers were effective in controlling runoff, especially in the case of permanent covers when they were fully installed, with coverage close to 100%. Its protective ability against erosion was also evident. The traditional tillage showed average soil losses of $5.9 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. This figure means a loss of $0.06 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ of soil organic carbon. Cover crops can avoid it with different levels of efficacy, with reductions in soil loss between 34% (spontaneous vegetation in Belmonte de Tajo) and 93% (*B. distachyon* in Campo Real). The decomposition of dead plants and the lack of soil alteration by tillage dealt to an increase in soil organic matter and a reduction of soil physical degradation, this latter was measured through indicators such as aggregate stability that resulted doubled in soil with cover crops, at the second year of cover crop implementation. As a result, the soil surface became less vulnerable to sealing, this in turn, explains the reduction in annual runoff thanks to the increase of water infiltration into the soil which could offset the water consumption in the growing season. This increase of infiltration was also checked by tests with infiltration rings.

In order to check if the covers were also effective under extreme events, high intensity simulated rainfall (130 mm h^{-1}) assays were performed in the vineyard of Campo Real. The tillage treatment multiplied the sediment yield by 5 compared with the cover crop treatments. This vineyard was also used to study the changes in soil aggregate stability and porosity during another year, and we could confirm the trends perceived along the study. There were changes in the distribution of micro and mesoporosity in cover crop treatments and consequently changes in water infiltration.

However, these advantages must be opposed by a decline in production which was evident on the permanent covers. This drop in production did not happen in the mowed covers: barley and rye. It is important to convey this information, with their advantages and disadvantages, to the farmers. The results of the interviews and surveys conducted with vinegrowers showed that they do not have a clear perception of the signs of erosion and that most of them would be unwilling to change their traditional uses.

The results of this thesis can help to make decisions to achieve a balance between production, preservation of agricultural land and quality of the final product. The knowledge of the specific circumstances of a particular land and

the perception and possible collaboration of farmers is essential to succeed in the implementation of such measures and treatments. According to our results, we recommend the use of cover crops mowed in spring for a sustainable vineyard management as they prevent or reduce soil degradation safeguarding the production.

ÍNDICE

Resumen	1
Abstract	5
Índice	9
Acrónimos y Abreviaturas	13
Relación de tablas	15
Relación de figuras	19
Capítulo 1. Introducción general	23
1.1. Antecedentes y estado actual de la cuestión.	25
1.1.1. La degradación del suelo: una visión global	25
1.1.2. La erosión hídrica en la agricultura mediterránea	28
1.1.3. El viñedo en el clima mediterráneo: cubiertas <i>versus</i> laboreo	31
1.2. Posible repercusión del estudio.	37
1.3. Objetivos e hipótesis.	38
1.4. Área de estudio.	39
1.4.1. Localización y descripción de los suelos de los viñedos	39
1.4.2. Clima y condiciones meteorológicas	53
1.5. Diseño experimental	54
1.5.1. Laboreo tradicional y tratamientos	54
1.5.2. Diseño experimental del estudio	63
1.6. Métodos empleados.	64
1.6.1. Métodos objetivo 1	65
1.6.2. Métodos objetivo 2	70
1.6.3. Métodos objetivo 3	75
1.6.4. Métodos objetivo 4	85
1.7. Estructura de la tesis.	87
Capítulo 2. Erosión, escorrentía y humedad del suelo	89
Capítulo 2.1. Escorrentía y humedad del suelo con manejos alternativos al laboreo tradicional en viñedos del centro de España. Resumen.	91
2.1.1. Introduction	93
2.1.2. Materials and Methods	95
2.1.3. Results and Discussion	97
2.1.4. Conclusion	103
Capítulo 2.2. Dilemas de la conservación de agua y suelo asociados al uso de cubiertas vegetales en viñedos en pendiente. Resumen.	107
2.2.1 Introduction	109
2.2.2. Materials and Methods	111
2.2.2.1. Area description	111
2.2.2.2. Vineyard characteristics and management	111
2.2.2.3. Experimental design	113

2.2.2.4. Variables considered, methods and data evaluation	115
2.2.3. Results	116
2.2.3.1. Initial soil characteristics and soil changes	116
2.2.3.2. Plant cover and height	119
2.2.3.3. Erosion: sediments, organic matter and nutrients	118
2.2.3.4. Runoff	121
2.2.3.5. Soil moisture	124
2.2.3.6. Vine production	126
2.2.4. Discussion	127
2.2.4.1. Topsoil changes	127
2.2.4.2. Plant cover	128
2.2.4.3. Erosion	128
2.2.4.4. Runoff	129
2.2.4.5. Soil moisture	130
2.2.4.6. Vine production	131
2.2.5. Conclusion	132
Capítulo 3. Papel desempeñado por las cubiertas vegetales ante tormentas de alta intensidad	133
Las cubiertas reducen los efectos de las tormentas de alta intensidad en viñedos de la zona mediterránea. Resumen.	135
3.1. Introduction	137
3.2. Materials and methods	138
3.2.1. Study site and treatments	138
3.2.2. Rainfall simulations	139
3.2.3. Statistical analyses	139
3.3. Results	140
3.3.1. Initial soil conditions	140
3.3.2. Runoff and sediment yield	141
3.4. Discussion	144
3.4.1. Summer tillage is shallower	144
3.4.2. Cultivation increases roughness and reduces surface compaction	145
3.4.3. Cover crops reduce erosion	145
3.5. Conclusions	146
Capítulo 4. Evolución de los parámetros físicos del suelo	149
Las cubiertas vegetales reducen la erosión y mejoran el carbono orgánico del suelo en un viñedo del centro de España. Resumen.	151
4.1. Introduction	153
4.2. Materials and Methods	155
4.2.1. The study area	155
4.2.2. Soil erosion measurements	155
4.2.3. Soil measurements	156
4.2.3.1. Soil organic carbon and aggregate stability	156
4.2.3.2. Intrapedal porosity and organic carbon	156
4.2.3.3. Soil water relationships	157
4.2.3.4. Infiltration rate	157
4.2.4. Statistical analyses	158
4.3. Results	158
4.3.1. Initial soil conditions	158

4.3.2. Soil erosion	158
4.3.3. Aggregate stability	159
4.3.4. Water holding capacity and infiltration	160
4.3.4.1. Water holding capacity	160
4.3.4.2. Infiltration	161
4.4. Discussion	162
4.4.1. Erosion and infiltration under different treatments	163
4.4.2. Changes in soil organic carbon and porosity	163
4.5. Concluding remarks	165
Capítulo 5. Aplicabilidad de las cubiertas: la visión del agricultor	167
Manejo sostenible del suelo en viñedos en pendiente del centro de España. La visión de los agricultores. Resumen.	169
5.1. Introduction	171
5.2. Material and Methods	172
5.3. Results and Discussion	172
5.3.1. Background characteristics of respondents	172
5.3.2. Perception of land degradation	172
5.4. Conclusions	174
Capítulo 6. Discusión general	177
3.1. Influencia de las cubiertas sobre la humedad del suelo del viñedo	179
3.2. Eficacia de las cubiertas en el control de la erosión	182
3.3. Cambios producidos por las cubiertas en la superficie del suelo	185
3.4. La aplicabilidad de las cubiertas vegetales por el agricultor	187
Capítulo 7. Conclusiones generales	189
Referencias	195
Anexos	217
Anexo 1. Preguntas del cuestionario utilizado en el Capítulo 5.	219
Anexo 2. Portada de las publicaciones que constituyen los capítulos 2 a 5.	227
Anexo 3. Otras publicaciones y actividades relacionadas.	235
Agradecimientos	243

ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

AEMET: Agencia Nacional de Meteorología

CNULD: Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación

COM: Comisión europea. Este término se refiere a la Institución y al Colegio de Comisarios (compuesto por un comisario de cada Estado miembro que mantienen reuniones semanales) y cuyas funciones están relacionadas con simplificar y perfeccionar el mecanismo de elaboración de normativas europeas. Página web: http://ec.europa.eu/index_es.htm

GLASOD: Global Assessment of Soil Degradation. Proyecto mundial publicado en los años 90 con la colaboración de la PNUMA, ISSS y la FAO.

INE: Instituto Nacional de Estadística. <http://www.ine.es/>

ISSS: Sociedad Internacional de Ciencias del Suelo. <http://www.iuss.org/>

MARM: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. En la actualidad este ministerio se denomina **MAGRAMA** (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente).

OIV: Organización Internacional de la Viña y el Vino. <http://www.oiv.int/oiv/cms/index>

ONU: Organización de las Naciones Unidas, actualmente formada por 193 Estados Miembros. Esta organización fue fundada en 1945 por 51 países que se comprometieron a mantener la paz y la seguridad internacionales, fomentar entre las naciones relaciones de amistad y promover el progreso social, la mejora del nivel de vida y los derechos humanos. Página web: <http://www.un.org/es/>

La ONU cuenta con distintos organismos y programas especializados, entre los que los siguientes, aparecerán a lo largo del texto de la tesis:

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Página web: http://www.fao.org/index_es.htm

PNUMA: Programa para el Medio Ambiente de las Naciones Unidas establecido en 1972. En inglés se le conoce como United Nations Environment Programme (**UNEP**)
Página web: <http://www.unep.org/spanish/>

UNESCO: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Página web: <http://www.unesco.org/new/es/unesco/>

RECONDES: Conditions for restoration and mitigation of desertified areas using vegetation, proyecto europeo del Sexto Programa Marco centrado en las condiciones para la restauración y mitigación de zonas desertificadas mediante el uso de la vegetación.

SSS: Soil Survey Staff de la USDA.

USDA: Departamento de agricultura de Estados Unidos (United States Department of Agriculture). Página web: <http://www.usda.gov/wps/portal/usda/usdahome>

RELACIÓN DE TABLAS

Capítulo 1. Introducción general

Tabla 1.1. Localización del área estudiada y características de los viñedos. Sureste de la región de Madrid, España.....	40
Tabla 1.2a. Perfil de Belmonte de Tajo. Principales características del área de estudio y descripción morfológica del perfil del suelo. Fecha de la descripción: 25-1-2008.....	42
Tabla 1.2b. Perfil de Campo Real. Principales características del área de estudio y descripción morfológica del perfil del suelo. Fecha de la descripción: 19-6-2006..	44
Tabla 1.2c. Perfil de Villacanejos. Principales características del área de estudio y descripción morfológica del perfil del suelo. Fecha de la descripción: 25-1-2008..	46
Tabla 1.3. Textura del suelo de cada viñedo	48
Tabla 1.4. Análisis de las calicatas de los viñedos. Fecha de muestreo al comienzo del estudio (suelo bajo laboreo tradicional). Abreviaturas y unidades: M.O., materia orgánica; N, N total; P, fósforo disponible de Olsen; C.E., conductividad eléctrica. CIC, Capacidad de intercambio catiónico.	52
Tabla 1.5. Principio y fin de los ensayos en campo en los distintos viñedos.	54
Tabla 1.6. Tratamientos de los viñedos.....	60
Tabla 1.7. Labores que se realizan anualmente en cada uno de los distintos manejos de los viñedos durante el periodo de estudio.....	62
Tabla 1.8. Principales métodos empleados en relación a los objetivos que se pretende dar respuesta.....	64
Tabla 1.9. Equivalencia de las unidades y relación de las presiones de succión con el tamaño y tipo de poros desde el punto de vista agrícola.	78

Capítulo 2. Erosión, escorrentía y humedad del suelo

2.1. Escorrentía y humedad del suelo con manejos alternativos al laboreo tradicional en viñedos del centro de España

Table 2.1.1. Mean and Standard Deviation ($n = 9$) of different Soil characteristics at 0 – 10 cm depth.....	96
Table 2.1.2. Mean and Standard Deviation of Runoff generated in the main storm that happens the 20th May 2007, 43 mm in 4.5 h. Soil moisture difference between one week before and after the storm in the different treatments. Volumetric soil moisture $m^3 m^{-3}$ is shown as %.	100
Table 2.1.3. Results of Rainfall, Water Consumption, Soil Moisture and Leaf Water Potential during the growth season of vines and in the three different treatments. The Water Consumption was estimated using the figures proposed by Wample	

and Smithyman (2002). The soil moisture is given as % of the Field Capacity (FC) of soil. 102

Table 2.1.4. Mean annual Soil Moisture (n=12 months) for different treatments, give as % of the Field Capacity (FC). 103

2.2. Dilemas de la conservación de agua y suelo asociados al uso de cubiertas vegetales en viñedos en pendiente

Table 2.2.1. Location of the area studied and vineyard characteristics. South-East of the region of Madrid, Spain. 111

Table 2.2.2. Pit soil analysis in the vineyards and date of sampling, at the start of the study, the soil was bare after traditional tillage treatment. 112

Table 2.2.3. Treatments in vineyards 113

Table 2.2.4. Mean ($n = 6$) and Standard deviation of Organic Matter (OM), N and P in samples of tillage treatment in the first 10 cm of soil depth (top soil) and in the eroded sediments after two years of traditional tillage in Belmonte and Villaconejos and three years in Campo Real, and the Enrichment Ratio (eroded sediment/top soil). Different letters indicate significant difference between locations ($p < 0.05$). 117

Table 2.2.5. Annual soil loss (g m^{-2}) every year and averages. Every datum is the mean of three replicates per treatment in each vineyard. Data in 2009 were collected until October, when the second grape harvest took place. Different letters indicate significant difference between treatments in the same vineyard ($p < 0.05$). 120

Table 2.2.6. Average Runoff coefficient and Runoff per event ($n > 111$ data from erosion plots). The runoff coefficients were calculated comparing the rate runoff/rainfall event in each location. 121

Table 2.2.7. Vine production in different vineyards and treatments. Different letters mean significant differences between treatments ($p < 0.05$). 127

Capítulo 3. Evaluación bajo lluvias simuladas de alta intensidad

Table 3.1. Description of the state of the soil for each treatment in the different seasons. 138

Capítulo 4. Evolución de los parámetros físicos del suelo

Table 4.1. Mean and standard deviation (SD) of cumulative sediment yield (g m^{-2}) between September 2006 and September 2010 (46 rain events for three plots per treatment; $n = 138$ separate events). Different letters indicate significant differences at $p < 0.005$ 158

Table 4.2. Mean and standard deviation (SD) values of soil organic carbon concentration (SOC, %) and soil organic carbon stock (SOC, t C ha^{-1}). The

eroded sediments in 2010 after 4 years of treatments. Different letters indicate significant differences at $p < 0.05$ 159

Table 4.3. Mean and standard deviation (SD) of our index of aggregate stability (ND) and interpedal porosity (%) of surface soil samples (0-10 cm) for each treatment at the beginning of the study and 1, 2 and 3 years later; # = no data. Different letters indicate a significant difference at $p < 0.001$ for each parameter measured. 159

Table 4.4. Mean and standard deviation (SD) of pore size in surface soils (0-5 cm) in relation to treatment; $n=9$ for each treatment and sampling. Different letters indicate a significant difference at $p < 0.05$ among treatments. 160

Capítulo 5. Aplicabilidad de las cubiertas: la visión del agricultor

Table 5.1. Background characteristics of the participants in the survey. $n = 64$ 172

RELACIÓN DE FIGURAS

Capítulo 1. Introducción general

- Figura 1.1. Localización de los tres viñedos.....39
- Figura 1.2. Temperatura y pluviometría durante el periodo estudiado para los tres viñedos. Comparación con datos de una estación cercana de la Agencia Estatal de Meteorología para el periodo 1971-2000.53
- Figura 1.3. Diseño experimental en bloques de los grupos de tratamientos. En cada viñedo se usaron tres replicas de este bloque.....63
- Figura 1.4. Esquema del sistema de recogida de sedimentos y caja de escorrentía.....65
- Figura 1.5. Calibración de los sensores ECH₂O en laboratorio para cada tipo de suelo. A la derecha, ejemplo de los ajustes obtenidos en el suelo de Campo Real en el proceso de calibración, con suelos obtenidos de 0-10 y a 30-35 cm de profundidad.67
- Figura 1.6. Esquema del funcionamiento del balancín de escorrentía.....67
- Figura 1.7. Esquema del sistema automático de recogida de datos. Un sistema de registro (datalogger) almacena datos cada 10 minutos de pluviometría (mm), humedad volumétrica del suelo (m³ agua m⁻³ suelo) y escorrentía (mm).....68
- Figura 1.8. Esquema de la instalación y distribución en el campo de los sistemas usados para recogida de muestras y registro de datos. Izquierda: parcela de erosión de la que proceden cables de los sensores de humedad del suelo conectados al *datalogger*; en la zona inferior de la fotografía se observa la caja con tapa de registro de escorrentía. Arriba en el centro, detalle del canalón de recogida de sedimentos. Arriba a la derecha, todos los dispositivos empleados para registrar humedad y escorrentía: balancín, sensor de humedad, *datalogger* y PDA empleada en la descarga de datos. Abajo, fotografía de la caja de recogida de escorrentía sin tapa, se observa el embudo y filtro previos al sistema de balancín para evitar objetos de gran tamaño que pudieran inutilizar el sistema de basculación.....69
- Figura 1.9. Distribución de la pluviometría de la lluvia simulada en los sucesivos ensayos realizados para ajustar la distancia entre boquillas. Se tomó la distancia del ensayo 4 para montar definitivamente las tuberías del simulador.....73
- Figura 1.10. Esquema del infiltrómetro de doble anillo83
- Figura 1.11. Esquema del método de cilindro sencillo.....84
- Figura 1.12. Esquema de la sección de control del suelo84

Capítulo 2. Erosión, escorrentía y humedad del suelo

2.1. Escorrentía y humedad del suelo con manejos alternativos al laboreo tradicional en viñedos del centro de España

Figure 2.1.1. Climatic characteristics of the study area. Data from the Meteorological State Agency (AEMET, 1971-2000 Series. (Torrejón. Madrid. Spain. 40° 29' N – 3° 27' W).	95
Figure 2.1.2. Test set-up. The treatments were repeated every 3 of the vineyard's 66 rows. The test row was in the center, with the two edge rows situated on either side. The picture shows the center of the three rows with the <i>B. distachyon</i> treatment. To the left are three rows with bare soil, and to the right three rows with recently cut <i>Secale cereale</i> . The erosion plots are in the center of the test rows. There are a total of 9 plots, three in each treatment.	97
Figure 2.1.3. Plot of Means of rainfall, in the Right Axis and runoff (mm) for the different treatments, in the Left Axis.	98
Figure 2.1.4. Plot of Means of Rainfall (mm) and Soil Moisture (%) along the year 2007.....	100
Figure 2.1.5. Soil sealing after the storms in May 2007.....	101

2.2. Dilemas de la conservación de agua y suelo asociados al uso de cubiertas vegetales en viñedos en pendiente

Figure 2.2.1. Experimental design in blocks of groups of treatments. The erosion plot and the runoff record-system are located in the center of the test inter-row. The variable treatment is different in each vineyard: spontaneous vegetation at Belmonte; rye at Campo Real and barley at Villaconejos. Three replicate blocks were used in each vineyard.	114
Figure 2.2.2. Schematic diagram of average height and cover changes in erosion plots of different treatments in the three vineyards along the study period. Vine cover is excluded. Bra: <i>Brachypodium distachyon</i> treatment (permanent cover crop), S.v. spontaneous vegetation; Sec: rye (<i>Secale cereale</i>); Hor: barley (<i>Hordeum vulgare</i>).....	118
Figure 2.2.3. Accumulated soil loss (g m^{-2}) along the two years of trails in the three vineyards. Till: traditional tillage; Bra: <i>Brachypodium distachyon</i> treatment (permanent cover crop), S.v. spontaneous vegetation; Sec: rye (<i>Secale cereale</i>); Hor: barley (<i>Hordeum vulgare</i>).	119
Figure 2.2.4. Accumulated runoff (mm) in the different treatments and vineyards during the most intense rains (mm) from January/2008 to September/2009; Till: traditional tillage; Bra: <i>Brachypodium distachyon</i> treatment (permanent cover crop), S.v. spontaneous vegetation; Sec: rye (<i>Secale cereale</i>); Hor: barley (<i>Hordeum vulgare</i>).....	123
Figure 2.2.5. Average and Standard Deviation of volumetric soil moisture ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) in the different phases of water demand in the vines. Till: tillage; Bra: <i>B. distachyon</i> ; S.v.: spontaneous vegetation; Sec: <i>S. cereale</i> ; Hor: <i>H. vulgare</i> Number of data: development $n = 244$; maturation $n = 175$; post-harvest $n = 64$; dormant $n = 120$; harvest $n = 2$, the few data of soil moisture in the harvest day impede the use of ANOVA data analysis to establish significant differences between treatments in this day. Dates of harvest: Belmonte 16/09/2008 and	

04/09/2009; Campo Real 29/09/2008 and 03/09/2009; Villaconejos 30/09/2008 and 23/09/2009. The dormant phase starts on Nov 08 and lasts until Feb 09. Different letters mean significant differences between treatments ($p < 0.05$).....125

Capítulo 3. Evaluación bajo lluvias simuladas de alta intensidad

- Figure 3.1. Mean (\pm SE) of vegetation coverage for each treatment and simulation. S: summer; AB: autumn before soil cultivation; AF: autumn after soil cultivation. Floating error bar represents the magnitude of significant difference of variations between treatments..... 141
- Figure 3.2. Mean ($n = 3$ plots) of runoff coefficient along the simulations for each treatment. S: summer; AB: autumn before soil cultivation; AF: autumn after soil cultivation 142
- Figure 3.3. Mean (\pm SE) of (A) Sediment yield, (B) Runoff coefficient and (C) sediment concentration for each treatment and simulation. Within a simulation, different letters indicate a significant difference between treatments. Simulation effect: S= summer, AB= autumn before soil cultivation, AF= autumn after soil cultivation. Floating error bar represents the magnitude of significant difference of variations between treatments..... 143

Capítulo 4. Evolución de los parámetros físicos del suelo

- Figure 4.1. Schematic representation of one of the three blocks of the experimental design. Every block comprises three consecutive strips of each of the three treatments. The nine erosion plots (three per treatment) were located in the middle of the central strip. 156
- Figure 4.2. Average Water Retention Curve for each treatment ($n = 9$). 161
- Figure 4.3. Average infiltration curves for Year 3 using double ring test (A; $n = 2$) and Year 4 using simplified ring test (B; $n = 10$). Treatments: Tillage (1), *Brachypodium* (2) and *Secale* (3). Note the different scales on the both axes.162

Capítulo 5. Aplicabilidad de las cubiertas: la visión del agricultor

- Figure 5.1. Traditional Tillage (Left) and Cover crops (Right) in the rows of the vineyard in Villaconejos, Spain. 171
- Figure 5.2. Responses to several questions of the survey about perception of land degradation among vine growers in central Spain. 173
- Figure 5.3. Responses to several questions of the survey about social responsibility of land care..... 174

CAPÍTULO 1.

INTRODUCCIÓN GENERAL



Foto tomada en el viñedo de Campo Real al comienzo del estudio

1.1 Antecedentes y estado de la cuestión

El suelo tiene un gran valor tanto medioambiental, como económico y social. El suelo es el soporte físico de muchos ecosistemas, y es parte de los ciclos del agua, de la materia orgánica y de los nutrientes. Esta tesis se enmarca en el actual contexto de cambio global donde la sociedad cada vez es más consciente de la importancia que tiene el medio ambiente; donde la creciente pérdida de recursos naturales hace necesario el avance de la investigación que desarrolle y evalúe propuestas sostenibles de los recursos; y donde las previsiones del cambio climático y crecimiento demográfico presentan un escenario que incrementará la vulnerabilidad de las regiones más sensibles.

1.1.1. La degradación del suelo: una visión global

El suelo y las principales causas de su degradación

Según el *Real Decreto 9/2005*, el suelo se define como *“la capa superior de la corteza terrestre, situada entre el lecho rocoso y la superficie, compuesto por partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos y que constituye la interfaz entre la tierra, el aire y el agua, lo que le confiere capacidad de desempeñar tanto funciones naturales como de uso. No tendrán tal consideración aquellos permanentemente cubiertos por una lámina de agua superficial.”*

De esta definición se puede deducir que el suelo es esencial para la vida (COM, 2002), ya que no sólo es el medio y soporte de muchos seres vivos, sino que sirve de reservorio de agua, filtra contaminantes, y por lo tanto forma parte de su ciclo (Bossio *et al.*, 2010). El agua es el vehículo de los nutrientes en los ecosistemas por lo que el suelo también forma parte del ciclo de éstos, lo que cobra mayor importancia en climas con escasez de precipitaciones (Noy Meir, 1973). Además, el suelo es el principal reservorio terrestre de carbono (Lal, 2004), hecho de especial importancia en la actualidad debido a las previsiones de cambio climático para la zona Mediterránea (Boberg *et al.*, 2010, Argüeso *et al.*, 2012).

En general, la degradación del suelo se define como *“el proceso por el que se reduce la capacidad actual y potencial del suelo para producir, cuantitativa y cualitativamente, bienes y servicios”* (FAO-UNESCO, 1979).

Existen diversos procesos de degradación del suelo, con diferente importancia en extensión y reversibilidad, que se pueden agrupar en seis tipos y que se mencionan en la *“Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos”*: Erosión (hídrica y eólica), Degradación Física, Degradación Química (por Lixiviación-acidificación o Contaminación), Degradación Biológica, Salinización y Alcalinización (FAO-PNUMA-UNESCO, 1980). Casi siempre la degradación implica simultáneamente a los ámbitos químico, físico y biológico. La erosión hídrica se menciona como la más importante en extensión en el mundo (Oldeman *et al.*, 1991).

Los procesos mencionados suelen estar vinculados, por ejemplo la compactación del suelo puede causar un aumento de escorrentía, e incrementar la probabilidad de inundaciones (Bossio *et al.*, 2010); una fracción del carbono del suelo transportado por procesos erosivos acaba mineralizándose en dióxido de carbono (en condiciones aeróbicas) o metano (en condiciones anaeróbicas) lo que puede contribuir al cambio climático (Lal, 2005). La erosión del suelo puede llevar a la pérdida de nutrientes (Ramos y Martínez-Casasnovas, 2004), arrastrados por este proceso. La pérdida de nutrientes fomenta el uso de fertilizantes y aumenta los costes de producción y de reparación del terreno (Martínez-Casasnovas y Ramos, 2006) y puede crear nuevos problemas de contaminación de aguas continentales (Brazier *et al.*, 2007; Estrany *et al.*, 2009).

Por tanto, la pérdida de suelo, no sólo repercute en el medio ambiente, sino que tiene graves consecuencias también para la sociedad y la economía (Joy, 1982). Por ejemplo, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura advierte de que, entre otras consecuencias de la degradación del suelo, la pérdida de este recurso puede generar inseguridad alimentaria, pues del suelo proceden la mayoría de los alimentos que los seres humanos consumen (Pimentel, 2006). La FAO estima que los 75 mil millones de toneladas de suelo perdidos anualmente suponen un coste de 40 mil millones de dólares (Eswaran *et al.*, 2001). Y esto, sin tener en cuenta otros costes como la pérdida del valor cultural de una tierra al deteriorarse el paisaje, o la pérdida de biodiversidad.

Cuando el grado de degradación del suelo, y por lo tanto de sus ecosistemas, sobrepasa un determinado umbral, se pierden su capacidad productiva o sus bienes y servicios ambientales, al menos en el plazo perceptible a escala humana. En el entorno climático de este trabajo, clima mediterráneo semiárido, la consecuencia última de la degradación del suelo es la desertificación, es decir la *disminución, deterioro o destrucción del potencial biológico del suelo que, en sus últimas consecuencias, puede conducir a condiciones del desierto* (Conferencia Mundial sobre Desertificación, 1977). Por lo tanto conlleva la pérdida de la capacidad productiva de la tierra por causas relacionadas con la acción del hombre en un entorno climático adverso. Se estima que hay alrededor de 7,1 millones de km² de tierra con un bajo riesgo de sufrir desertificación, 8,6 millones de km² presentan un riesgo moderado, 15,6 millones de km² con un riesgo alto y, por último, más de mil millones de personas que viven y/o dependen de los 11,9 millones de km² que están sometidos a un riesgo muy alto de desertificación (Eswaran *et al.*, 1998). En otras palabras, más de un tercio de la población mundial vive en tierras secas susceptibles de sufrir desertificación (UN Millenium Ecosystem Assessment, 2011). Nuestro país también presenta cierto grado de riesgo y existe una línea de acción para la evaluación y seguimiento de la desertificación materializada en el Programa de Acción Nacional contra la Desertificación (Orden ARM/244/2008, de 12 de agosto).

Concienciación global respecto al problema de la degradación del suelo

La degradación del suelo es un problema global del cual se han preocupado en numerosas ocasiones diversas organizaciones mundiales, especialmente a partir de la 1ª “Conferencia de las Naciones Unidas sobre Desertificación” celebrada en Nairobi en el año 1977 y donde se adoptó un “Plan de Acción para Combatir la Desertificación”. Desde entonces se ha elaborado la “Carta Mundial de los Suelos”, adoptada por la FAO en 1982, en la que se dan unas directrices para una utilización más sostenible de los recursos. Más tarde, en 1987, el “Programa para el Medio Ambiente de las Naciones Unidas” (PNUMA) financió el proyecto “*Global Assessment of the Status of Human-Induced Soil Degradation*” (GLASOD) con el que se evaluó el estado de la degradación de suelos en todo el mundo y se puso de manifiesto la urgencia de soluciones (Oldeman *et al.*, 1991). En 1994 se creó la “*Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación*” (CNULD), cuyo máximo órgano, conocido como la “*Conferencia de las Partes*” se reúne anualmente desde 1997, y bianualmente desde 2001, para, en colaboración con la Convención de las Naciones Unidas de Biodiversidad y la Convención de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, encontrar un acuerdo con un enfoque interdisciplinar sobre el uso sostenible de los recursos. A nivel europeo, la “*Estrategia para la Protección del Suelo*” (COM, 2002) sitúa al suelo “*entre los medios ambientales que deben protegerse de cara al futuro, poniéndolo en el mismo plano que el agua y el aire*”.

Sin embargo, a pesar de contar ya con varias décadas de estudios que evidencian este problema y que ponen de manifiesto la necesidad de paliarlo, así como la preocupación y el apoyo formal por parte de diversas organizaciones internacionales (como demuestra la participación mundial en programas como el PNUMA) la degradación del suelo sigue aumentando en severidad y extensión, con más del 20% de las tierras agrícolas afectadas (FAO, 2008). Así, actualmente se sigue investigando al respecto para tratar de proponer soluciones con base científica que faciliten un marco normativo adecuado y aplicable. Este es parte de uno de los puntos del documento final de la “*Conferencia de las Naciones Unidas sobre Desarrollo Sostenible*” conocida como RIO+20”, celebrada en junio de 2012, 20 años después de que se celebrara en la misma ciudad la segunda de estas conferencias (también conocida como Cumbre de la Tierra). La degradación de suelos fue uno de los temas centrales, habiéndose propuesto por parte de la CNULD el objetivo “*degradación terrestre cero*” y consiguiéndose algunos compromisos para el apoyo de la lucha contra la degradación de los suelos tal y como se recoge en el apartado “*Desertificación, degradación del suelo y sequía*” (puntos 205 a 209) del documento final. Recientemente se anunció en el boletín informativo de la FAO de octubre de 2011, la creación de la “*Alianza global sobre los suelos*” que tiene entre sus objetivos que se facilite la conexión entre los hallazgos científicos en materia de suelos y las necesidades del agricultor ya que éste último es el que tiene la capacidad de transponer las técnicas a la práctica real. Este mismo año 2012, a instancias de la FAO y como uno de los pilares de la Alianza Global del Suelo, se ha acordado la creación de un panel internacional de expertos del suelo para el asesoramiento a las autoridades gubernamentales. Las decisiones tomadas para mitigar los problemas

identificados a nivel global no tendrán sentido si después no hay aplicación a nivel local. Es por ello que, una vez que se evalúa y admite que la degradación del suelo es un problema a nivel mundial, las decisiones para invertir esfuerzos en su mitigación deben convertirse en realidad mediante la consecución de objetivos concretos. La ciencia puede aportar la base de conocimiento para estudiar la vulnerabilidad de los suelos a ser degradados, identificar los procesos causantes de dicha degradación y evaluar las herramientas potenciales para así proponer las soluciones, técnicas y manejos más adecuados para mitigar el problema.

Así la investigación y la difusión del conocimiento proporcionarán la base sobre la que puedan apoyarse educadores, políticos y legisladores para fomentar la concienciación social y los usos sostenibles.

1.1.2. La erosión hídrica en la agricultura mediterránea

La erosión hídrica y los factores que la condicionan

Separar el estudio del suelo sin tener en cuenta el ciclo del agua es prácticamente imposible, ya que la degradación de la tierra está estrechamente vinculada al manejo de ésta (Bossio *et al.*, 2010). Las precipitaciones son uno de los conductores principales de las propiedades de los ecosistemas y de los procesos que ocurren en ellos, pero esto es aún de mayor importancia en ambientes con irregularidad de eventos lluviosos (Noy Meir, 1973). De hecho las zonas donde hay escasez de agua, son las más vulnerables a sufrir procesos relacionados con la degradación del suelo (Ruiz-Sinoga y Romero-Díaz, 2010).

Dentro de las posibles causas de la degradación del suelo originada por actividades humana la más importante en cuanto a extensión afectada es precisamente la erosión hídrica. La erosión hídrica se refiere a la pérdida de materiales del suelo por acción del agua. Puede ser de origen natural (proceso lento de origen geológico) o antrópico (también llamada erosión acelerada) que es a la que nos referiremos a partir de ahora y a lo largo de todo el texto al citar la palabra “erosión”. Este proceso es muy dependiente del complejo suelo-agua, pues para que la pérdida de suelo por erosión hídrica tenga lugar es necesario que haya escorrentía. La erosión hídrica es la responsable de más de la mitad de la degradación existente en el mundo según el proyecto (Oldeman *et al.*, 1991; Eswaran *et al.*, 2001). Según la “Estrategia Temática para la Protección del Suelo”, aproximadamente el 35% de la superficie europea sufre procesos erosivos (COM, 2006), estando sometida dicha superficie a tasas erosivas entre 3 y 40 toneladas por hectárea al año (Verheijen *et al.*, 2009), las cuales son con frecuencia muy superiores a las tasas de formación de nuevo suelo.

La susceptibilidad del suelo a ser erosionado por la acción del agua así como la velocidad a la que ocurrirán los procesos que faciliten su degradación dependen de distintos factores como el material parental del suelo, la topografía de la zona, las condiciones climáticas y la cobertura vegetal (Kosmas *et al.*, 2000; García-Ruiz, 2010). Pero también será determinante el

uso y el manejo que se haga del suelo (Kosmas *et al.*, 1997; García-Ruiz, 2010) por su gran influencia sobre los parámetros de calidad del mismo (Dunjó *et al.*, 2003) y porque algunos manejos pueden alterar la estructura del suelo o la cubierta vegetal (Pimentel, 2006).

Aunque hay tanto factores bióticos como abióticos relacionados con el tándem agua-suelo, se ha demostrado que cuanto más áridas sean las condiciones, los factores abióticos van cobrando más importancia (*e.g.* textura, estabilidad de los agregados del suelo, orografía, etc.), especialmente cuando el suelo tiene una vegetación escasa (Ruiz-Sinoga y Romero-Díaz, 2010).

El material parental da origen al suelo gracias a una serie de procesos (disgregación, meteorización, etc.) que a su vez dependen del clima. Este factor es el mayor determinante de las características que tendrá el suelo. Dado que los horizontes se forman a partir del material parental, éste tiene una influencia directa en la estructura del suelo, añadiéndose posteriormente influencias debidas a la vegetación o al manejo. La distribución del agua, y por lo tanto de la humedad y la actividad biológica, están fuertemente condicionales por las características del suelo. La textura y la estructura afectan a la permeabilidad (Dodd *et al.*, 2002) y a la capacidad de retención del agua (Bienes *et al.*, 2009), con efectos en la escorrentía y por tanto en la erosión hídrica (Cerdá, 2001).

La topografía, es un factor importante ya que puede acelerar o disminuir los flujos de agua, con la consiguiente pérdida no sólo del propio suelo y del agua, sino también de los nutrientes y materia orgánica que la escorrentía transporta en suspensión (Jackson, 2008). La geomorfología del lugar (el ángulo y longitud de la pendiente y la forma del terreno) tienen un peso importante en el balance hídrico (Berndtsson y Larson, 1987). A nivel microtopográfico, hay una estrecha relación entre la pendiente y la rugosidad del suelo con los procesos erosivos y con las pérdidas de suelo que producen (Battany y Grismer, 2000). Ejemplo de ello es la aceleración de tasas erosivas tras la introducción del cultivo de la vid en terrenos donde no existía previamente ya que se reduce el porcentaje de cobertura del suelo en zonas cuyas pendientes las hacen propensas a la erosión (Pla Sentís y Nacci, 2001). Para evitar esto en terrenos montañosos la Política Agraria Común de la Unión Europea aconseja el uso de terrazas pero esto también conlleva la alteración del terreno y la transformación del paisaje, en ocasiones agravando la erosión con la intervención de maquinaria pesada en la construcción de grandes terrazas (Martínez-Casasnovas y Ramos, 2010).

El régimen hídrico del clima es un factor limitante, especialmente en los ecosistemas semiáridos y áridos (Noy Meir, 1973). Además, las previsiones de cambio climático para la segunda mitad de siglo (periodo 2070-2099) indican que el clima en la zona Mediterránea será mucho más seco, y habrá una disminución notable de la contribución de eventos ligeros a la precipitación total, pero un aumento de la contribución de los eventos de mayor intensidad (Boberg *et al.*, 2010, Argüeso *et al.*, 2012). Es decir, las condiciones para que el suelo sea vulnerable con períodos secos más largos y

acompañados de un clima más agresivo, con eventos de mayor intensidad y más frecuentes (Cerde, 2000).

El manejo del suelo está muy relacionado con su erosión (Kosmas *et al.*, 1997). Los campos agrícolas están especialmente afectados por la erosión hídrica (Cerdá *et al.*, 2009) ya que la agricultura altera la estructura del suelo y produce cambios en la cubierta vegetal y ambos son factores que pueden dar lugar a una degradación física. También desde el punto de vista biológico y químico se puede producir una degradación, por ejemplo a través de la pérdida de materia orgánica y de nutrientes. Esto es contraproducente para el uso agrícola del suelo pues su espesor, la materia orgánica y los nutrientes son fundamentales para la fertilidad y la producción agrícola.

Tierras más afectadas por la erosión

La erosión es un problema a nivel global que en los últimos 40 años ha afectado a casi un tercio de los suelos agrícolas de la Tierra reduciendo su productividad (Pimentel *et al.*, 1995). Se estima que en Europa, con 172 Mha de uso agrícola (INE, 2009), hay 64 Mha con diversos niveles de degradación (Oldeman *et al.*, 1991). Por lo que el área ya degradada por dicha actividad supone un 40% de la superficie agrícola actual. De esta extensión total de superficie agrícola, 25 millones están en España que es el segundo estado de la U.E. en extensión agrícola (INE, 2009). Esto significa que ya se han degradado en Europa 2,5 veces el área de suelo que se cultiva en España.

Según datos publicados en el Anuario Estadístico de España (INE, 2012), de las 17,3 Mha cultivadas en España, 4,8 Mha se dedican a cultivos leñosos, que es el segundo cultivo en extensión después de los cultivos herbáceos. Dentro de los cultivos leñosos, el olivar es el más extendido seguido del viñedo con casi 7,6 Mha cultivadas en el mundo de las cuales más de un millón están en España. Nuestro país tiene la mayor superficie mundial dedicada al viñedo, principalmente en secano (0,9 Mha, MARM, 2009) y es el tercer mayor productor de vino tras Francia e Italia (OIV, 2012).

En el cultivo del viñedo convergen diversas condiciones que lo convierten en un uso del suelo especialmente vulnerable a la erosión (García-Ruiz, 2010) como puede afirmarse viendo las altas tasas erosivas que se obtienen en suelos bajo el manejo tradicional de este cultivo (Kosmas *et al.*, 1997) junto al olivar en comparación con otros manejos (Dunjó *et al.*, 2003). La resistencia y adaptación a condiciones poco favorables que ofrecen los cultivos leñosos como el viñedo (Romero, 1998), unido a que no constituían la base de la alimentación, provocaron que, tras el incremento de demanda por la expansión demográfica del último siglo, estos cultivos quedaran relegados a terrenos marginales empobrecidos y en pendiente (García-Ruiz, 2010). Así, no es infrecuente encontrar viñedos en España situados en terrenos abruptos. Además, el clima mediterráneo caracterizado por unas precipitaciones irregulares y relativa frecuencia de lluvias intensas, es especialmente proclive a potenciar los procesos erosivos, donde son pocos eventos los responsables de la mayor parte de la pérdida de suelo (Bienes y Marques, 2007). Esto no significa que los eventos con intensidades más bajas deban ser ignorados, ya

que esa pérdida de suelo no es despreciable en un clima semiárido donde la tasa de formación es baja (Marqués *et al.*, 2008b). El manejo tradicional del viñedo que se realiza para el control de la vegetación espontánea tiene como objetivo disminuir la competencia por el agua y nutrientes (Jackson, 2008), pero las labores deja el suelo las calles desnudo gran parte del año (García-Ruiz, 2010), y por lo tanto sin protección frente al impacto de las gotas de lluvia (García-Fayos y Valladares, 2004). El porcentaje de suelo desnudo correspondiente a las calles puede ser muy elevado en determinadas épocas del año, dependiendo de la edad del viñedo (cuanto más joven sea, la cobertura será menor), del manejo y de la estación. Los suelos de viñedos permanecen prácticamente desnudo durante otoño, invierno y el comienzo de la primavera (Kosmas *et al.*, 1997), es decir entre noviembre y abril en nuestras latitudes (García-Ruiz *et al.*, 2010) ya que es cuando ocurre la parada vegetativa de las vides, con una cobertura en torno al 5% (Lasanta y Sobrón, 1988). En verano, el suelo está más protegido debido a que la vid está en pleno desarrollo, aunque aún así la cobertura no es suficiente sobre todo cuando se trata de viñedos jóvenes (García-Ruiz *et al.*, 2010) y con los nuevos sistemas de plantación que dejan más espacio entre vides (Arnáez *et al.*, 2007; García-Ruiz *et al.*, 2010).

1.1.3. El viñedo en el clima mediterráneo: cubiertas *versus* laboreo

Según detalla la Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos en España (ESYRCE, 2011), actualmente el manejo más extendido de nuestra geografía es el “mínimo laboreo” que también es la técnica más aplicada en viñedos. En concreto se describe que la mayoría de la superficie agrícola dedicada a viñedo en producción a fecha de este estudio se maneja bajo algún tipo de laboreo que incluye mínimo laboreo (65,3 %) en el que no se sobrepasan los 20 cm de profundidad en las labores, y laboreo tradicional (27,2 %). Los manejos con cubiertas sólo se aplican en un 6% de la superficie de viñedo en producción incluyendo cubiertas vegetales espontáneas: 5,3 %; cubiertas inertes: 0,5 %. Por último, en orden de importancia por superficie bajo el correspondiente manejo, están las cubiertas vegetales sembradas (0,2 %). El resto se reparte entre no laboreo (0,5 %), cultivos sin mantenimiento (0,8 %) o sin información.

Actualmente no hay unanimidad sobre el término con que denominar este manejo, ya que el mínimo laboreo en algunos trabajos se conoce como laboreo tradicional, o laboreo convencional, pues se lleva aplicando el tiempo suficiente para que los agricultores empiecen a entenderlo de este modo. En esta tesis cuando se mencione el “laboreo tradicional” nos estaremos refiriendo al mínimo laboreo descrito en la anterior encuesta (ESYRCE, 2011) pues no se sobrepasa la profundidad de 20 cm en las labores. Se decidió denominarlo así porque es como se le conoce en el área al ser el más extendido en los viñedos de la zona.

Para saber si un manejo es sostenible es útil tener una referencia. Desde el punto de vista de la tasa de erosión hídrica que puede soportar un ecosistema, el límite debería estar en la tasa de formación del suelo. En general, se considera que 25 mm de suelo tardan en formarse 300 años (Bennet, 1939) lo

que en un suelo intermedio como un suelo franco equivale, a $12,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras Morgan (1997) da una cifra algo menor, $11 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para mantener la fertilidad del suelo durante 20-25 años. Pero la formación del suelo es un proceso lento cuya medición es complicada, y muy específica localmente, por lo que también la tasa sostenible de erosión es difícil de generalizar. A pesar de esto en bibliografía se repiten las cifras de $11-12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ como límite superior para las condiciones más optimistas. La FAO (1967) propone valores entre 2 y $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ como tasa de erosión tolerable, similar al que proponen otros autores que distinguen el nivel de erosión tolerable del suelo dependiendo principalmente del espesor del mismo (Arnoldus, 1977) pero también de otras características como la permeabilidad y el nivel productivo (Guevara, 1997). Estas cifras son también cercanas, a las obtenidas en un área próxima a la de estudio, entre 5 y $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de pérdida de suelo según espesor útil del suelo (Bienes *et al.*, 2001).

El límite superior de $\sim 12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, aunque bastante utilizado (López-Bermúdez, 2007), resulta demasiado optimista si no se tiene en cuenta el manejo del suelo. Por ejemplo al hablar de agricultura, ya que se estima que la aplicación del arado puede multiplicar por diez la pérdida de suelo en comparación con su tasa de formación (Norman, 1982). Recientemente en Europa la tasa media de formación del suelo se ha establecido entre 0,3 y $1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ dependiendo de los materiales parentales, el clima y el uso del suelo, así como del lugar geográfico y de la distancia a la fuente de deposición (Verheijen *et al.*, 2009). En promedio en España se estima una tasa erosiva media de $24,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (calculada mediante la aplicación de la Ecuación Universal de la pérdida del Suelo, USLE; López-Bermúdez y García-Ruiz, 2007), es decir una tasa que se considera severa (Stone, 2000) y que además esconde valores de hasta $200 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (López-Bermúdez y García-Ruiz, 2007) por su gran variabilidad interanual. En concreto se estima que las tasas erosivas en campos de cultivo oscilan entre 1,84 y $25,60 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Cerdá, 2001; López-Bermúdez, 2007). Por lo tanto, el suelo se está perdiendo a un ritmo decenas de veces superior a la tasa de formación (Pimentel, 2006).

La pérdida de suelo media en viñedos de regiones bajo clima mediterráneo sobrepasa con facilidad esta tasa de erosión tolerable, lo que puede corroborarse comparando la tasa considerada sostenible con resultados obtenidos a medio-largo plazo. Aunque los estudios a largo plazo escasean (Casali *et al.*, 2009), debido entre otras cosas a las dificultades para mantener un experimento por un tiempo tan prolongado, hay algunos trabajos donde se usan técnicas que permiten su estimación, como son el método del Cesio-137 (Loughran y Balog, 2006) o la comparación del nivel del suelo con referencias fijas cuya posición se conociera al comienzo del estudio, ya sean marcas botánicas en las vides (Brenot *et al.*, 2008; Casali *et al.*, 2009; Paroissien *et al.*, 2010) o por ejemplo los postes usados para mantener una estructura en espaldera de un viñedo (Novara *et al.*, 2011a), etc. A pesar de que han de admitirse las limitaciones de estas técnicas (variaciones en la densidad aparente del suelo, especialmente en campos agrícolas que tiendan a la compactación; encontrar una referencia fiable que no haya sido desplazada durante el tiempo a estimar; conocer la altura del injerto de la vid; etc.) pueden ser muy útiles para obtener una referencia de los procesos erosivos de la zona

a largo plazo. En la bibliografía se encuentran algunos trabajos que estiman estas tasas en viñedos de zonas con larga tradición de este cultivo como en Francia, España o Italia, pero también en zonas de creciente interés por el mismo como ocurre en California, Estados Unidos o Australia (Brenot *et al.*, 2008; Quiquerez *et al.*, 2008). Las tasas obtenidas son variables pero en la mayoría de los casos se sobrepasa el umbral máximo de erosión tolerable. Por ejemplo en Burgundy (noreste de Francia) se han estimado tasas de erosión medias en torno a $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para un periodo de 20 años de duración en viñedos donde el manejo tradicional consistía en aplicación de herbicidas y laboreo superficial una o dos veces al año (Brenot *et al.*, 2008). También en Navarra (España) se han estudiado viñedos de entre 22 y 61 años, donde las labores consistían en 3 pases anuales con diferentes aperos que operaban entre 8 y 15 cm de profundidad, y cuyas tasas de erosión se estimaron en torno a $30 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de media para pendientes de entre el 1 y el 13% (Casali *et al.*, 2009). O en Italia donde se estimaron tasas medias anuales entre 86 y $119 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para un periodo de 9 años en un viñedo con un 16% de pendiente que era manejado con laboreo convencional consistente en tres o cuatro labores al año a una profundidad de unos 15 cm (Novara *et al.*, 2011a). En Australia se estimó una pérdida media anual de $64 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ durante un periodo que fue de 1971 a 1985 empleando el método del Cesio-137 (Loughran y Balog, 2006). En todos ellos se puede observar como la tasa de erosión es muy superior a la tolerable, a pesar de que son zonas sub-húmedas o templadas mediterráneas donde la precipitaciones (en torno a 500-750 mm de media anual) no son todavía tan irregulares e intensas como en un clima mediterráneo semiárido.

Estos resultados muestran el grado de vulnerabilidad de los suelos con viñedo a ser erosionados y por lo tanto comprometen la sostenibilidad de su manejo mediante laboreo tradicional si están en pendiente. De hecho, la pendiente es un factor limitante para el uso del laboreo, suele considerarse un 10% el límite a partir del cual comienzan los problemas para el manejo, algunas Comunidades Autónomas establecen valores menores como el 9% en Castilla La Mancha o el 8% en Andalucía. El BOE 94 de 17 de abril de 2009 establece que no deberán labrarse cultivos de viñedos, olivares o frutos secos con volteo a favor de pendiente si ésta es superior al 15%, y se recomiendan medidas alternativas; como medida disuasoria, el laboreo en estas circunstancias inhabilita a los agricultores para recibir ayudas contempladas en la Política Agraria Comunitaria. Es necesario evaluar y proponer manejos alternativos que reduzcan estas tasas de erosión a valores más sostenibles a medio-largo plazo. Pero el problema de la erosión no es solo cuantitativo, sino cualitativo (Ramos y Martínez-Casasnovas, 2006a). La erosión hídrica además de reducir el espesor del suelo causa la pérdida de carbono orgánico del suelo (Novara *et al.*, 2012) y de elementos fertilizantes naturales del suelo como nitrógeno y fósforo (Ramos y Martínez-Casasnovas, 2006b) lo que puede disminuir la fertilidad del viñedo, y por lo tanto su productividad.

Las labores continuadas tienen desventajas asociadas como un incremento de la tasa anual de mineralización de la materia orgánica, lo que desemboca en un aumento de la vulnerabilidad del suelo al sellado y al encostramiento (Le Bissonnais y Arrouays, 1997) lo que aparte de degradar la estructura del suelo,

dificulta la infiltración del agua y facilita los procesos de escorrentía (Fotografía 1.1). De este modo la erosión hídrica del suelo está fuertemente vinculada a su degradación física. Se trata por lo tanto de algo más que evitar las pérdidas de suelo. Se deben encontrar manejos adecuados para mitigar la degradación del suelo, y aumentar la sostenibilidad de este cultivo, manteniendo unos parámetros de cantidad y calidad del producto que sean rentables para el agricultor, y por lo tanto hagan esos manejos aplicables.



Fotografía 1.1. Detalle del sellado del suelo bajo tratamiento de laboreo en uno de los viñedos de este estudio (Campo Real).

Una posible alternativa sería la aplicación de cubiertas vegetales en las calles de viñedos en pendiente. Éstas han demostrado su eficacia en otros cultivos controlando la erosión y escorrentía, así como mejorando los parámetros fisicoquímicos del suelo. Por ejemplo se han evaluado cubiertas vegetales en olivares con el fin de disminuir la erosión, en los estudios de Pastor *et al.* (1980), Saavedra (2003) o Le Bissonais *et al.* (2004) por citar algunos trabajos. También en otros cultivos en climas semiáridos, como en cítricos valencianos (Cerdá y Bodí, 2007) y almendros andaluces, donde se han constatado los efectos como la reducción de la erosión y la escorrentía (Cárceles-Rodríguez *et al.*, 2009) así como una mejora de las propiedades físico-químicas del suelo mediante el empleo de cubiertas en comparación al laboreo tradicional (Ramos *et al.*, 2010) que es similar al que se hace en viñedo.

Sin embargo no todas las cubiertas y manejos son igual de efectivos, ni estas técnicas pueden extrapolarse a viñedos sin antes evaluar sus consecuencias (Francia-Martinez *et al.*, 2006). El manejo del viñedo tiene unas exigencias añadidas de manejo diferentes a las de otros cultivos por la gran importancia que se le da en el mundo de la viticultura a los parámetros organolépticos del mosto y el vino. Los estudios de Van Huyssteen y Van Zyl (1984) así como Van Huyssteen *et al.* (1984), fueron pioneros en el empleo de cubiertas vegetales en viñedos. En España la mayoría de las veces la introducción de cubiertas vegetales en las calles del viñedo se ha abordado desde el punto de vista de aspectos fisiológicos o productivos de la vid (Rodríguez-Lovelle *et al.*, 1999) y del balance hídrico (Rodríguez-Lovelle *et al.*, 1996, Leonard y Andrieux, 1998; Nacci, 2001) con el fin de disminuir el vigor de las cepas (Giralt Vidal *et al.*, 2008). En pocas ocasiones se ha evaluado la aplicación de cubiertas vegetales desde el punto de vista de mitigar la degradación del suelo de este cultivo. Así queda reflejado en el

documento “*Guía de mantenimiento del suelo en viñedo mediante el uso de cubiertas vegetales*”, fruto de la reunión del “*Grupo de Trabajo de experimentación en Viticultura y Enología*” (GETEVE) celebrada el día 8 de mayo de 2012 en La Coruña y donde se revisan los objetivos de diferentes proyectos dedicados a profundizar en este tema (García-Muñoz *et al.*, 2012). Este documento se realizó gracias a la colaboración de diferentes equipos de investigación que trabajan en esta temática en la actualidad y que pusieron en común los resultados obtenidos (Andalucía, Aragón, Castilla y León, Cataluña, Galicia, Madrid, Navarra y La Rioja). Sólo dos de los equipos participantes incluían entre sus objetivos específicos la evaluación de la eficacia de las cubiertas controlando las tasas erosivas.

Sin embargo fuera de nuestra geografía se han publicado en los últimos años los resultados de algunos trabajos que evalúan la aplicación de cubiertas vegetales en viñedos desde el punto de vista de su utilidad para mitigar la degradación del suelo. Trabajos desarrollados en el mediterráneo subúmido de Chile corroboran las ventajas de la minimización de labores si las cubiertas se dejan en autosiembra (Ovalle *et al.*, 2007). También en el famoso Valle de Napa (California, Estados Unidos) se ha estudiado la importancia del porcentaje de cobertura en viñedos en pendiente, obteniéndose una correlación de la rugosidad y la cobertura con las tasas erosivas y de escorrentía en una zona cuya precipitación anual media oscilaba entre 500 y 750 mm año⁻¹ (Battany y Grismer, 2000). En dicho trabajo se midieron valores medios de 176 g m⁻² bajo clima mediterráneo con una pendiente de 11° y con un porcentaje de cobertura de 8,8% frente a los 62 g m⁻² con 13° de pendiente y 44% de cobertura. Dentro de Europa, también hay estudios que confirman el efecto de la cubierta frente a la erosión. Por ejemplo en diferentes zonas de Francia, como en algunos viñedos del sureste con precipitaciones anuales medias que van desde 650 mm año⁻¹ (Corbane *et al.*, 2008) a 1000 mm año⁻¹ (Blavet *et al.*, 2009). También en Italia, concretamente en viñedos sicilianos de clima mediterráneo con precipitaciones medias entre 648 y 860 mm año⁻¹, se demostró por un lado, la capacidad de algunas cubiertas para controlar las tasas erosivas (Novara *et al.*, 2011a) y por otro, que la conversión de suelos con vegetación natural a suelos con cultivos leñosos como el viñedo y el olivar puede llevar a una reducción del almacenamiento de carbono orgánico en el suelo de entre un 27 y un 50% (Novara *et al.*, 2012).

Estas áreas están en zonas de climas mediterráneos pero subhúmedos o mediterráneo templado, donde las precipitaciones pueden ser irregulares e intensas lo que facilita la erosión, pero no hay escasez de agua. Es por ello que aquí no surge controversia en el uso de cubiertas vegetales en las calles de los viñedos, donde servirían para proteger el suelo de su degradación (Giralt Vidal *et al.*, 2008). De hecho en esas zonas, las cubiertas se pueden emplear (y se emplean) por ciertas ventajas para la cantidad y calidad en la producción. Por ejemplo, es común que se utilicen en áreas más húmedas para controlar el vigor de las vides (Celette *et al.*, 2005) debido a las modificaciones que la presencia de herbáceas en las calles hacen en el balance hídrico del suelo (Celette *et al.*, 2008; Lopes *et al.*, 2011). Así, el control del vigor a su vez puede servir para ajustar la producción a los límites establecidos en las correspondientes denominaciones de origen. Incluso hay estudios que

relacionan la aplicación de ciertas cubiertas vegetales con mejoras en la calidad del mosto y los vinos (Guerra y Steenwerth, 2011).

Sin embargo, en zonas semiáridas, donde las precipitaciones anuales además de irregulares son escasas, la aplicación de cubiertas resulta más polémica. Antes de proponer alternativas al laboreo convencional, se deben evaluar las ventajas y desventajas de las mismas y estudiar cuáles son las cubiertas y manejos idóneos y aplicables en la realidad (Francia-Martinez *et al.*, 2006; Ripoche *et al.*, 2010). En viñedos de regiones semiáridas, los agricultores no aceptan fácilmente el empleo de cubiertas vegetales (Marques *et al.*, 2010). En el clima mediterráneo, el agua es un factor limitante, y los viñedos se encuentran con frecuencia en suelos degradados, deficitarios en nutrientes y en carbono orgánico, y por lo tanto con niveles bajos de materia orgánica (Novara *et al.*, 2012). En esta situación los agricultores quieren evitar una posible competencia con otras plantas por esos recursos (Celette *et al.*, 2008, Lopes *et al.*, 2011). De hecho, el mantenimiento del suelo desnudo puede considerarse ineludible al principio de la explotación, pues se ha podido determinar que de los cuatro factores más importantes para el éxito de este cultivo: la poda, el riego, la fertilización y el control de herbáceas, es éste último el que más influencia tiene en el rendimiento durante sus primeros años (Zabada *et al.*, 1991). Sin embargo, una vez instalado el viñedo, pueden plantearse alternativas.

Una de ellas es el empleo de herbicidas, surgido en paralelo al desarrollo de nuevas tecnologías y al incremento de un mercado de herbicidas cada vez más sofisticados. El laboreo estuvo incluso en desuso en algunas zonas, ya que la aplicación de dichos químicos facilitaban las labores (Jackson, 2008). Pero debido a la creciente preocupación por el medio ambiente, y el estudio de posibles daños colaterales al entorno y a la salud (Monteiro y Moreira, 2004), así como el progresivo aumento del consumo de productos ecológicos, se está reduciendo su uso.

El laboreo sigue estando ampliamente extendido en los viñedos de la cuenca del Mediterráneo como método de control de la vegetación espontánea, sobre todo en los viñedos en los que no se aplican herbicidas. Este es el caso de los viñedos ecológicos que van cobrando cada vez más importancia en el mercado. Por otra parte, muchos agricultores perciben el laboreo como una solución a la erosión (Marques *et al.*, 2011), tal vez porque se aplica para tapar los surcos creados por el agua de escorrentía. Sin embargo el relleno de los regueros no evita la pérdida de suelo como ha sido demostrado en viñedos franceses donde a pesar de esta técnica se perdió el 30% de la fracción más fina del suelo superficial (Quiquerez *et al.*, 2008) o en viñedos españoles de la zona del Penedés donde se obtuvo que a pesar de rellenar las cárcavas causadas por eventos especialmente erosivos hay una pérdida progresiva de suelo (Martinez-Casasnovas *et al.*, 2005).

1.2. Posible repercusión del estudio

En esta tesis se evalúan alternativas al laboreo tradicional en viñedos de secano en pendiente bajo clima semiárido. La propuesta de medidas que mitiguen el problema de la degradación de suelos es urgente, especialmente teniendo en cuenta las previsiones de cambio climático. La importancia de este estudio radica en que la erosión hídrica es la primera causa de la degradación de suelos a nivel mundial, y es en campos agrícolas de regiones áridas y semiáridas donde este proceso es más grave. El tercer cultivo más extendido en Europa es el viñedo, muy presente en la cuenca mediterránea a la cual serían extrapolables muchos de los resultados obtenidos en este trabajo. Pero también a otras regiones del mundo con clima similar y donde este cultivo está en auge. La principal novedad respecto a estudios en otras zonas climáticas es que se evalúan manejos alternativos que palien la degradación del suelo, considerando la competencia por el agua y también el posible detrimento de producción, lo que le da una visión global.

La importancia a una escala más local sería menor en extensión, pero no por ello de menor importancia. A pesar de no ser Madrid una comunidad cuya economía se base en la agricultura, este uso del suelo es el más extendido tras el suelo urbanizable, según datos de la propia Comunidad de Madrid aproximadamente un tercio de la superficie madrileña está dedicada a tierras de cultivo, casi un 90% de la cual es de secano. Según el inventario del potencial vitícola de la campaña 2010/2011 (MARM) existen unas 15250 hectáreas cultivadas de viñedo en la Comunidad de Madrid. Esto significa que los resultados de este estudio serían de aplicación en las políticas de prevención de la degradación de suelos en cerca de un 2% de todo el terreno erosionable de la Comunidad de Madrid. Aparentemente escaso, se trata de un gran porcentaje relativo en una región donde se está intentando impulsar el cultivo de la vid tras la reciente creación de la Denominación de Origen (D.O.) “*Vinos de Madrid*”. De la superficie total dedicada al viñedo en la Comunidad de Madrid, el 60 % está inscrita en esta D.O., lo que corresponde a una superficie de 7461,61 ha de las que se ocupan 2.546 viticultores y de las cuales más de la mitad (4191 ha) están en la subzona de Arganda donde operan 29 bodegas y donde hay 1694 viticultores (Consejo Regulador de D. O., 2009). El uso sostenible y rentable de la tierra tiene repercusiones indudables en la estructura económica y social de la región, tal como se recoge en las sucesivas modificaciones de la Política Agraria Comunitaria en lo relativo a la política agroambiental y al desarrollo rural.

Además, los resultados aquí obtenidos, por un lado aportan información en este campo de la investigación que aún no dispone de bibliografía científica suficiente en zonas semiáridas y por otro, pueden abrir futuras líneas de investigación. Hay una tendencia en agricultura a preocuparse cada vez más por la calidad del producto y no tanto por la cantidad, sobre todo cuando se trata de cultivos regulados por D.O. y debido a un mercado cada vez más competitivo.

1.3 Objetivos e hipótesis

Tras esta visión general de la problemática que conlleva el uso no sostenible del territorio, surgen diversas incógnitas, las cuales se pretenden responder con los resultados obtenidos en esta tesis:

¿Es el laboreo tradicional apropiado para la sostenibilidad del cultivo de la vid?, en caso de no serlo, ¿lo son las cubiertas? ¿Hasta qué punto las cubiertas suponen una competencia para la vid por el agua? ¿Compensan las cubiertas esta posible competencia?

Objetivos

El **objetivo general** de esta tesis es la obtención de resultados que avalen técnicas alternativas al laboreo en viñedos en pendiente bajo clima semiárido, ante la evidencia de que dicha práctica tradicional deja el suelo desnudo la mayor parte del año y lo desestructura y desprotege frente a la erosión hídrica acelerando su degradación.

Se proponen diferentes manejos con cubiertas vegetales en las calles de tres viñedos evaluando su influencia en el cultivo de la vid con el propósito de que sean compatibles con la rentabilidad del cultivo y por lo tanto aplicables por el agricultor. En definitiva, se pretende realizar un análisis acerca de las ventajas y desventajas de las cubiertas vegetales en comparación con el laboreo.

Para dar respuesta a este objetivo general se plantearon los siguientes **objetivos específicos**:

Objetivo 1. Evaluar cómo afectan los distintos tratamientos a la disponibilidad de agua en el suelo mediante el estudio de la escorrentía generada y la humedad del suelo.

Objetivo 2. Valorar la eficacia de distintas cubiertas vegetales en el control de la erosión, y las correspondientes pérdidas de materia orgánica y de nutrientes del suelo.

Objetivo 3. Estimar la influencia de los tratamientos propuestos en la degradación física (estabilidad de agregados, porosidad del suelo).

Objetivo 4. Estudiar la repercusión de los tratamientos propuestos en la producción de las vides para evaluar su aplicabilidad por parte del agricultor. Evaluar la percepción que los agricultores tienen de la erosión y su disposición a adoptar medidas para prevenirla.

Hipótesis

Este trabajo pretende demostrar que, aunque las cubiertas puedan competir por el agua con las vides, implican ciertas ventajas relacionadas con el incremento de materia orgánica, la mejora de la estructura del suelo o el aumento neto de infiltración, que podrían compensar dicha competencia a través de un aumento de la capacidad del suelo de captar y retener el agua.

1.4 Área de estudio

1.4.1. Localización y descripción de los suelos de los viñedos

Los viñedos de estudio se encuentran situados en tres localidades diferentes pero todas incluidas en la subzona de Arganda, correspondiente a la D.O. *Vinos de Madrid*, situada en el sureste de la Comunidad de Madrid. Por esta subzona discurren los ríos Henares y Tajuña los cuales tributan al Jarama, tributario a su vez del Tago. Los viñedos se localizan en los términos municipales de Campo Real, Villaconejos y Belmonte del Tajo (Figura 1.1).

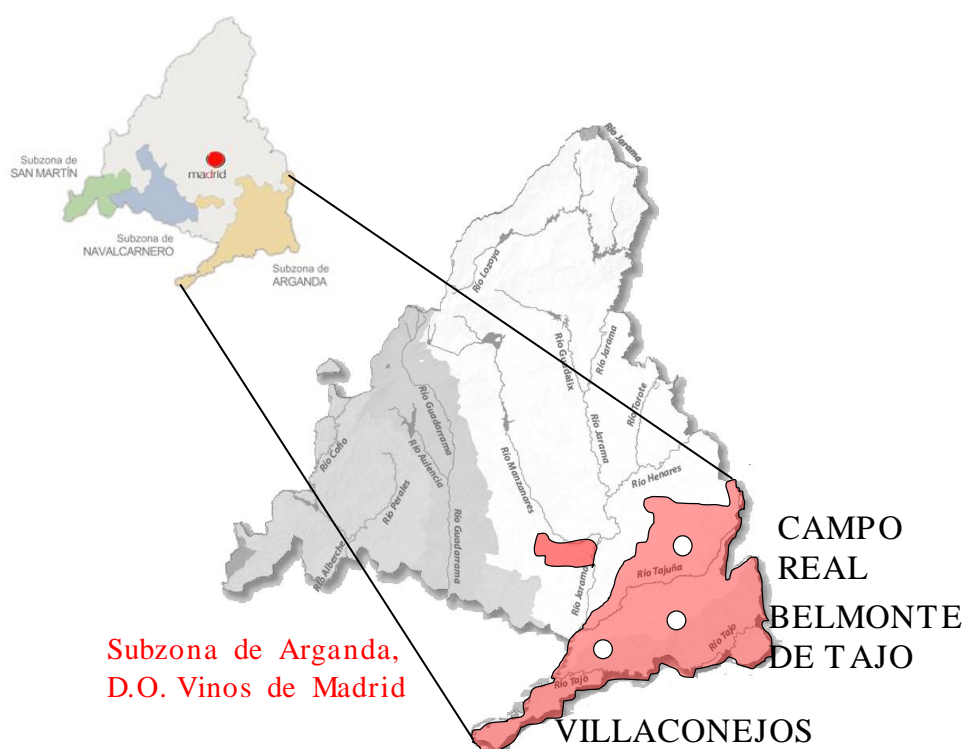


Figura 1.1. Localización de los tres viñedos

Los viñedos son de secano y están lo suficientemente próximos como para que estén sometidos a similares condiciones climatológicas, pero con sus particulares diferencias de tipo de suelo, pendiente o circunstancias meteorológicas, que permiten enriquecer el número de casos y resultados bajo una metodología común. Dos de los viñedos se sitúan en dos tipos de terrazas muy diferentes, por un lado la red intramiocena de Campo Real, y por otra el pequeño valle cuaternario de Villaconejos. El tercer viñedo situado en Belmonte de Tajo se encuentra sobre unos materiales calcáreos de edad miocena. En todos los casos, se trata de formaciones en las que los procesos erosivos han actuado con cierta intensidad dejándolas bastante desmanteladas, y por tanto, los tres viñedos presentan cierta pendiente que los hace susceptibles a la erosión hídrica (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Localización del área estudiada y características de los viñedos. Sureste de la región de Madrid, España.

Zona de estudio	Belmonte	Campo Real	Villaconejos
Altitud (m) ^a	750	820	608
Coordenadas UTM (m)	X: 475919	X: 468169	X: 452424
Huso 30T	Y: 4440274	Y: 4467525	Y: 4436608
Pendiente	12%	14%	8%
Edad del viñedo	4 años	7 años	40 años
Variedad de uva	<i>Syrah</i>	<i>Tempranillo</i>	<i>Malvar</i>
Espacio entre plantas (m) ^b	3,5 x 2,4	2,9 x 1,5	2,9 x 3,4
Número de cepas por hectárea	1191	2299	1014
Sistema de conducción	En vaso	Espaldera	En vaso

^(a) *Altitud en metros sobre el nivel del mar en Alicante*

^(b) *distancia entre las filas x distancia entre las plantas de la misma fila*

Al inicio del estudio, en cada viñedo se procedió a la apertura de calicatas para caracterizar el suelo (Fotografía 1.2). La descripción morfológica de cada uno de los perfiles de suelo de los diferentes viñedos se encuentra en las Tablas correspondientes a cada viñedo (Tabla 1.2a, b, c).



Fotografía 1.2. Excavación para abrir la calicata en uno de los viñedos

El viñedo de **Belmonte de Tajo** (Fotografía 1.3a) se sitúa sobre materiales miocenos erosionados, en una zona de calizas blandas y margas miocenas que afloran bajo una terraza alta desmantelada por la erosión, con una pendiente media del 12%, cuya fisiografía es de campiña de sustitución del páramo. La vegetación natural ha sido eliminada, en la zona abundan cultivos diversos como cereales, almendros, viñedos. El suelo del viñedo donde se encuentran ubicadas las parcelas experimentales de erosión, presenta una profundidad efectiva de 52 cm, suficiente para la mayoría de los cultivos herbáceos pero algo escasa para el cultivo del viñedo (Tabla 1.2a).

El viñedo de **Campo Real** (Fotografía 1.3b), corresponde fisiográficamente a una terraza intramiocena muy desmantelada por la erosión; la zona tiene pendientes medias del 14%. La litología está formada por sedimentos aluviales de edad miocena. Se sitúa en una zona de borde de un páramo (formación tabular), en donde los procesos erosivos han dejado al descubierto unos materiales terciarios constituidos por arenas, arcillas y conglomerados cuarcíticos, que constituyeron la red fluvial intramiocena (Capote y Carro, 1968), en donde predominan las arcillas, margas y rocas carbonatadas. Estos materiales afloran bajo las calizas sobre las que se desarrolla la superficie multipoligénica del Páramo de Alcalá. Posteriormente, la red de drenaje cuaternaria ha actuado originando procesos de disección y disolución. Al actuar los procesos erosivos sobre éstos materiales, han originado una topografía ondulada en la que predominan las pendientes del orden del 8-14%. El paisaje dominante lo configuran olivares y viñedos, estando prácticamente eliminada toda cubierta vegetal natural (Tabla 1.2b).

El viñedo de **Villaconejos** (Fotografía 1.3c) tiene una pendiente media del 8% en la zona. El suelo, desarrollado sobre materiales calizo margosos miocenos, ha recibido materiales de la terraza erosionada que tiene en una cota superior. La vegetación natural se ha eliminado sistemáticamente para dar lugar al cultivo generalizado de viñedos y olivares. El suelo del viñedo donde se encuentran ubicadas las parcelas experimentales de erosión, presenta una profundidad efectiva de unos 43 cm, suficiente para la mayoría de los cultivos herbáceos pero escasa para el cultivo del viñedo (Tabla 1.2c).

Tabla 1.2a. Perfil de Belmonte de Tajo. Principales características del área de estudio y descripción morfológica del perfil del suelo. Fecha de la descripción: 25-1-2008.

Características de la zona		
Provincia: Madrid		Pendiente: 14%
Municipio: Belmonte de Tajo		Erosión: moderada a grave.
Propiedad: Finca de Bodegas Andrés Morate		Fisiografía: Campiña de sustitución del páramo
Coordenadas UTM:		Topografía circundante: ladera (terreno ondulado).
Huso: 30T		Microtopografía: Laboreo
X: 475919		Litología: Calizas blandas y margas (serie blanca del páramo).
Y: 4440274		Veg. natural: Eliminada. Encinas aisladas.
Altitud: 750 m		Uso del suelo: vid, almendro, pinar (poco).
Pedregosidad: 3%.		Drenaje: Bueno
Naturaleza pedregosidad: calizas		

HOR FAO	PROF (cm)	DESCRIPCIÓN
A _{p1}	0-26	Color: h) 10YR 7/3 y s) 10YR 6/3. Frecuentes cantos angulosos de caliza (7% en volumen) en superficie. Raíces frecuentes muy finas. Frecuentes poros finos. Estructura granular fina moderada. No se aprecia actividad de fauna, ni películas, ni moteados, ni concreciones. Consistencia ligeramente duro en seco y compacidad baja. Límite inferior neto plano. Textura al tacto franca.
C _{1ca}	26-52	Color: h) 10YR 7/3. Elementos gruesos aislados (1-2% en volumen). Raíces frecuentes muy finas, vivas y muertas. No presenta desarrollo de estructura edáfica (masiva). No se observan películas, ni moteado, ni concreciones. Consistencia duro en seco y compacidad baja. Límite inferior gradual plano. Textura al tacto franca a franco limosa.
C _{2yca}	52-95	Color: h) 10YR 5/1 y s) 10YR 5/2. Escasos elementos gruesos (2%). Raíces pocas y muy pocas medias. Estructura masiva. Sin presencia de moteados. Movimiento de carbonatos (grietas recubiertas de caliza). Consistencia ligeramente duro en seco y compacidad baja. Límite inferior neto. Textura al tacto franco arenosa.
IIC _{3y}	95-174	Color: h) 10YR 7/2 y s) 10YR 8/2. Abundantes elementos gruesos (30% en volumen) de yeso cristalizado espejuelo. Masivo. Raíces inapreciables. Consistencia ligeramente dura y compacidad alta. Textura al tacto franco limosa.



Fotografía 1.3a. Arriba, imagen aérea del Visor SIGPAC donde se aprecia la zona donde se instalaron las cubiertas. <http://sigpac.mapa.es/fega/visor/>. En la parte inferior, imagen del perfil del suelo del viñedo de Belmonte de Tajo

Tabla 1.2b. Perfil de Campo Real. Principales características del área de estudio y descripción morfológica del perfil del suelo. Fecha de la descripción: 19-6-2006.

Características de la zona		
Provincia: Madrid		Pendiente: 14%
Municipio: Campo Real		Erosión: moderada a grave.
Propiedad: Finca de Bodegas Gosálbez-Ortí		Fisiografía: Terraza intramiocena muy erosionada y desmantelada
Coordenadas UTM:		Topografía circundante: Pendiente cóncava (terreno fuertemente ondulado)
Huso: 30T		Microtopografía: Laboreo
X: 468169,		Litología: Sedimentos aluviales
Y: 4467525		Veg. natural: Eliminada
Altitud: 820 m		Uso del suelo: vid.
Pedregosidad: 20-25%		
Drenaje: Bueno		
HOR FAO	PROF (cm)	DESCRIPCIÓN
A _{p1}	0-10	Color: h) 5YR 4/8. Frecuentes raíces finas y muy finas. Estructura granular fina débil. No se aprecia actividad de fauna, ni películas, ni moteados. Presencia de nódulos calizos probablemente subidos por el arado. Consistencia firme y compacidad baja. Límite inferior neto plano. Textura al tacto franco arenosa.
A _{p2}	10-21	Color: h) 7,5YR 4/4. Raíces frecuentes finas y muy finas. Tendencia a estructura angular media. Presencia de pseudomicelios calizos en las caras de los agregados. Consistencia firme en húmedo y compacidad moderada. Límite inferior neto plano. Textura al tacto franco arenosa.
B _{1tca}	21-39	Color: h) 6,25YR 4/8. Raíces pocas medias, finas y muy finas, vivas y muertas. Estructura angular media fuerte. Arcilla iluvial. Pseudomicelios calizos en las caras de los agregados y abundantes nódulos (15% en volúmen) de caliza. Consistencia firme en húmedo y compacidad alta. Textura al tacto franco arenosa a franco arcillo arenosa.
B _{2tca}	39-62	Color: h) 7,5YR 5/4. Raíces muy pocas. Estructura angular media moderada. No se aprecia actividad de fauna. Abundantes nódulos calizos (15-20% en volúmen). Consistencia firme en húmedo y compacidad alta. Límite inferior difuso. Textura al tacto arenosa franca.
B _{3tca}	+62	Color: h) 2,5YR 3/6. Estructura angular media moderada. Raíces muy pocas. Mismo contenido en nódulos calizos que el horizonte anterior. Consistencia muy firme a extremadamente firme y compacidad muy alta. Textura al tacto franco arenosa.



Fotografía 1.3b. Arriba, imagen aérea del Visor SIGPAC donde se aprecia la zona donde se instalaron las cubiertas. <http://sigpac.mapa.es/fega/visor/>. En la parte inferior,, imagen del perfil del suelo del viñedo de Campo Real.

Tabla 1.2c. Perfil de Villaconejos. Principales características del área de estudio y descripción morfológica del perfil del suelo. Fecha de la descripción: 25-1-2008.

Características de la zona		
Provincia: Madrid		Pendiente: 6-8%
Municipio: Villaconejos		Erosión: moderada.
Propiedad: Finca de Bodegas Laguna		Fisiografía: Ondulado.
Coordenadas UTM:		Topografía circundante: ladera (terreno ondulado).
Huso: 30T		Microtopografía: Laboreo
X: 452524,		Litología: Terraza alta erosionada y desmantelada.
Y: 4436608		Veg. natural: Eliminada
Altitud: 608 m		Uso del suelo: vid y olivo.
Pedregosidad: 5%		Drenaje: Bueno
HOR FAO	PROF (cm)	DESCRIPCIÓN
A _{p1}	0-18	Color: h) 7,5YR 5/6. Frecuentes cantos rodados de cuarcita (5% en volumen) en superficie, estando prácticamente ausentes en el resto del horizonte. Raíces frecuentes finas y muy finas. Frecuentes poros finos. Estructura granular fina débil. No se aprecia actividad de fauna, ni películas, ni moteados, ni concreciones. Consistencia muy friable y compacidad muy baja. Límite inferior neto plano. Textura al tacto franco arenosa.
B _w	18-43	Color: h) 7,5YR 5/6. Elementos gruesos inapreciables. Raíces frecuentes muy finas, finas, gruesas y muy gruesas, vivas y muertas. Horizontalización de raíces en el límite inferior. Estructura angular media débil. No se observan películas, ni moteado, ni concreciones. Consistencia friable y compacidad moderada. Límite inferior gradual plano. Textura al tacto franco arenosa.
C _{1ca}	43-82	Color matriz: h) 7,5YR 6/8. Elementos gruesos inapreciables. Raíces pocas finas y muy finas, muertas y vivas. Estructura masiva. Sin presencia de moteados ni películas. Presenta abundantes nódulos calizos blandos (15% en volumen y color en húmedo 7,5YR 7/4). Consistencia friable a firme en húmedo y compacidad alta. Límite inferior difuso. Textura al tacto franco arenosa.
C _{2ca}	82->105	Color matriz: h) 7,5YR 5/6. Masivo. Elementos gruesos inapreciables. Pocas raíces finas, medias y gruesas, vivas y muertas. Frecuentes nódulos calizos (3-5% en volumen y color en húmedo 7,5YR 8/2). Consistencia ligeramente firme y compacidad muy alta. Textura al tacto franco arenosa a arenosa franca.



Fotografía 1.3c. Arriba, imagen aérea del Visor SIGPAC donde se aprecia la zona donde se instalaron las cubiertas. <http://sigpac.mapa.es/fega/visor/>. En la parte inferior,, imagen del perfil del suelo del viñedo de Villaconejos.

Esta descripción en campo se completó haciendo análisis de diferentes parámetros en muestras tomadas en todos sus horizontes (Tablas 1.3 y 1.4). La textura es uno de los parámetros fundamentales para abordar el estudio y propiedades físicas del suelo (USDA, 1996). Las texturas obtenidas en todos los horizontes de los viñedos fueron texturas medias, franca en el de Belmonte de Tajo, franco-arenosa en Campo Real y algo más pesada (franco-arcillo arenosa) en el de Villaconejos (Tabla 1.3). Las texturas de los viñedos que se incluyen en este estudio, corresponden con estructura una granular.

Tabla 1.3. Textura del suelo de cada viñedo

F.A.O. Horizontes	Profundidad Horizonte (cm)	Elementos gruesos (> 2mm; %)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	Clase textural (ISSS)
Belmonte de Tajo (muestreo: diciembre 2007)						
Ap	0 – 26	7	12	37	51	Franco
C1ca	26 – 52	2	60	29	11	Franco
C2yca	52 – 95	2	41	47	12	Franco limosa
IIC3y	95 –174	30	n.d.	n.d.	n.d.	-
Campo Real (muestreo: octubre 2006)						
Ap1	0 – 10	20	24	18	58	Franco arcillo arenoso
Ap2	10-21	30	39	18	43	Franco arcilloso
B1ca	21-39	33	18	8	74	Franco arenoso
Bt2ca	39-62	0	14	10	76	Franco arenoso
B3tca	+62	0	7	9	84	Arenosa franca
Villaconejos (muestreo: diciembre 2007)						
Ap	0 – 18	5	27	12	61	Franco arcillo arenoso
Bw	18 – 43	<1	27	12	61	Franco arcillo arenoso
C1ca	43 – 82	<1	27	16	57	Franco arcillo arenoso
C2ca	82- 105	<1	26	13	61	Franco arcillo arenoso

n.d.= dato no disponible

Además se midieron las siguientes variables: pH por potenciometría, conductividad eléctrica por conductimetría (C.E.); materia orgánica oxidable (M.O.) mediante el método de digestión húmeda de Walkley-Black (1934); nitrógeno total (N) mediante digestión de Kjeldahl (Dewis y Freitas, 1970); fósforo disponible (P) con el método de Olsen *et al.* (1954); la capacidad de intercambio catiónico (C.I.C.) mediante el empleo de una solución tamponada con pirofosfato-Na (Bascomb, 1964); el Ca y Mg intercambiables se midieron

mediante espectrometría de absorción atómica, el K y Na se midieron mediante espectrometría de emisión atómica.

En los tres viñedos del estudio los suelos presentan un pH básico (Tabla 1.4). El pH que se considera idóneo para el cultivo de la vid estaría entre 5,4 y 6,8 (Urbano Terrón, 1992), y en general un suelo se considera básico a partir de 7,4, valor por encima del cual se encuentra el suelo de todos los horizontes en los tres viñedos. La importancia del valor de pH radica en que la basicidad (y también la acidez aunque no es el caso de estos viñedos) puede condicionar la asimilación de determinados nutrientes. En los suelos estudiados, con valores de pH de 8,0 e incluso superiores, está comprometida la disponibilidad del fósforo, nitrógeno, hierro y magnesio, y en menor medida algunos micro-oligoelementos como el cobre. Todos los suelos son calcáreos, por lo que el complejo de cambio de estos suelos está saturado por éste catión. Tanto la materia orgánica como los contenidos de los principales nutrientes disminuyen en general con la profundidad.

Para la interpretación de estos datos (Tabla 1.4) se incluyen en el texto referencias a los valores considerados normales, aunque hay que tener en cuenta que dichos valores de referencia pueden variar según la textura, el manejo (regadío, seco), etc. De este modo, un rango normal de **materia orgánica** para un suelo agrícola franco sería 1,2-1,8 %. Así se observa que sólo el suelo del viñedo de Campo Real (1,27 %) estaría dentro de estos valores normales en superficie, mientras en los otros dos viñedos los valores pueden considerarse bajo (0,85%) y deficiente (0,38%) en Belmonte de Tajo y Villaconejos respectivamente. El empobrecimiento en materia orgánica además de afectar a la productividad del viñedo ya que disminuye la fertilidad del suelo, también puede afectar a la estabilidad de la estructura del suelo, y a su capacidad para el almacenamiento de agua.

La disponibilidad del **nitrógeno** (cuyo valor se considera normal entre 0,11 y 0,2 %) empieza a disminuir a partir de pH superiores a 8. Prácticamente todos los horizontes de los 3 viñedos están por encima de este valor (Tabla 1.4), lo que agravaría la situación pues la concentración de este elemento está en valores ya de por sí bajos, tanto en Campo Real en que el nitrógeno ya está en el límite inferior de lo normal en superficie (0,11 %) como en los viñedos de Villaconejos y Belmonte de Tajo donde el valor de nitrógeno es aún más bajo incluso en el horizonte de laboreo (0,02 % y 0,07 % respectivamente; Tabla 1.4).

La disponibilidad del **fósforo**, cuyo valor se considera normal entre 13 y 18 ppm en viñedos de seco de textura franca (Urbano Terrón, 1992), disminuye por encima de pH 7,5, pero esta disminución de su disponibilidad se hace más grave a pH entre 8 y 8,7, rango en el que el fósforo se hace bastante insoluble, con lo que la planta apenas dispone de la suficiente cantidad como para cubrir su demanda. En este rango de pH se encuentra el viñedo de Villaconejos, circunstancia que se encuentra agravada ya que el contenido de fósforo en el suelo es ya de por sí bajo (8 ppm; Tabla 1.4). Belmonte de Tajo tiene un valor bastante por debajo del límite considerado idóneo (4,9 ppm; Tabla 1.4), que podría agravarse por el pH ligeramente básico en superficie y superior al

límite de 8 en el resto de sus horizontes. La carencia de fósforo se suele manifestar en toda la planta oscureciéndose las hojas que llegan a volverse de color pardo-verdoso e incluso negro, pero es en la desecación de las hojas inferiores donde más se evidencia. El suelo de Campo Real, sin embargo, tiene una muy alta concentración de fósforo (36,5 ppm; Tabla 1.4), al menos en superficie, aunque el alto pH puede producir su precipitación evitando que sea asimilable.

Dentro de los **cationes de cambio**, el Mg y Na presentan unos valores muy bajos y bajos (Tabla 1.4). El calcio se considera normal en el rango 10-14 $\text{cmol}_c \text{ 1000 g}^{-1}$ suelo, por lo que es alto en Campo Real ($\sim 19 \text{ cmol}_c \text{ 1000 g}^{-1}$ suelo) y sobre todo en Belmonte de Tajo ($\sim 65 \text{ cmol}_c \text{ 1000 g}^{-1}$ suelo). El contenido en potasio para texturas medias se considera normal en el rango 0,41-0,60 $\text{cmol}_c \text{ 1000 g}^{-1}$ suelo (Urbano Terrón, 1992) para suelos francos en cultivos de secano, por lo que es alto en Campo Real y bajo en Villacanejos. Pero más importante que los niveles de Ca y K de cambio, son los desequilibrios catiónicos que puedan tener lugar en el complejo de cambio, para lo que hay que analizar las relaciones entre estos cationes. Teniendo en cuenta que el valor adecuado para la relación Ca/Mg se sitúa entre 5 y 7, en Villacanejos y Campo Real es alta (15,78), pero puesto que ambos cationes son bivalentes y desempeñan funciones similares a nivel celular, en principio esto no debería representar problemas de importancia. Sin embargo esta relación sí es preocupante en Belmonte de Tajo donde la relación Ca/Mg es excesivamente alta (122,13), lo que evidencia un acusado desequilibrio catiónico pueden afectar a la productividad. También se observa un desequilibrio nutricional en la relación Ca/K que es del orden de 157 para el viñedo de Belmonte, muy superior a la recomendada (valores entre 10 – 12). El problema en la asimilación de K conduce a una carencia del mismo, por lo que la planta no formará gran cantidad de azúcares, con la consiguiente repercusión sobre la calidad del vino. La carencia de potasio se manifiesta con motas o clorosis en las hojas, las cuales suelen presentar áreas de tejido necrosado, sobre todo en el borde de las hojas, y entre los nervios, síntoma de que la planta se debilita, por lo que se hace más susceptible al frío y menos resistente a las enfermedades.

La principal limitación del viñedo de Villacanejos de cara al cultivo, es su elevado contenido en **caliza activa**, superior al 9% en todos los horizontes (Tabla 1.4). Como consecuencia, la absorción del hierro se ve dificultada y la susceptibilidad a presentar clorosis férrica es grande. El viñedo, al ser de las plantas más tolerantes a contenidos altos en caliza activa, puede desarrollarse, si bien de forma lenta y con bajas producciones. En Belmonte aunque el contenido en caliza activa es algo alto (5,18 % en el horizonte superficial disminuyendo en profundidad) no es demasiado en un cultivo como la vid, por lo que el problema de la clorosis férrica no debería darse.

La vid no presenta reducción de la producción para valores de la **conductividad eléctrica** inferiores a $1,5 \text{ dS m}^{-1}$. Sin embargo, con valores de $2,5 \text{ dS m}^{-1}$ ya se registran reducciones del 10% en la cosecha y del 25% para conductividades del orden de $4,1 \text{ dS m}^{-1}$ (Urbano, 1992). Los viñedos de Campo Real ($0,20 \text{ dS m}^{-1}$) y Villacanejos ($0,19 \text{ dS m}^{-1}$) no presentan ninguna

limitación por este concepto (Tabla 1.4), no así el de Belmonte de Tajo (3,58 dS m⁻¹), en el que es segura una merma en la cosecha que a juzgar por las cifras anteriores podemos estimar en un 15-18%.

En general tanto la materia orgánica como los nutrientes se encuentran en una concentración y estado de disponibilidad para la planta que puede traducirse en un menor desarrollo de las plantas y comprometer la futura explotación de los tres viñedos. Consecuentemente, la protección del suelo de los procesos erosivos puede ser positiva para evitar el empobrecimiento del suelo que está en todos los casos en el límite de lo admisible o incluso por debajo.

De este modo, la clasificación de los suelos de los viñedos de este estudio queda del siguiente modo:

Belmonte de Tajo

Horizontes de diagnóstico presentes: Cámbico y Cálculo.

Clasificación *Soil Taxonomy System* (2010): Typic Calcixerepts

Clasificación FAO (2006): Calcisol hypercalcic

Campo Real

Horizontes de diagnóstico presentes: Argílico y Cálculo.

Clasificación *Soil Taxonomy System* (2010): Calcic Haploxeralf.

Clasificación FAO (2006): Luvisol cálcic

Villaconejos

Horizontes de diagnóstico presentes: Cámbico y Cálculo.

Clasificación *Soil Taxonomy System* (2010): Typic Calcixerepts

Clasificación FAO (2006): Calcisol hypocalcic

Tabla 1.4. Análisis de las calicatas de los viñedos. Fecha de muestreo al comienzo del estudio (suelo bajo laboreo tradicional). Abreviaturas y unidades: M.O., materia orgánica; N, N total; P, fósforo disponible de Olsen; C.E., conductividad eléctrica. CIC, Capacidad de intercambio catiónico.

F.A.O. Horizontes	Profundidad Horizonte (cm)	C.E. (1:5 H ₂ O, 25°C; dS m ⁻¹).	pH (1:2,5 H ₂ O; 25°C)	M.O. (%)	N (%)	P (mg kg ⁻¹)	Cationes extraíbles (cmol _c 1000 g ⁻¹ suelo)					Caliza activa (%)
							Ca	Mg	Na	K	CIC	
Belmonte de Tajo (muestreo: diciembre 2007)												
Ap	0 – 26	3,58	7,94	0,85	0,07	4,9	64,73	0,53	0,09	0,41	0,63	5,18
C1ca	26 – 52	3,63	8,46	0,19	-	⁽¹⁾ n.d.	60,28	0,52	0,07	0,11	9,38	3,81
C2yca	52 – 95	3,41	8,32	0,10	-	n.d.	55,41	4,71	0,14	0,53	5,00	2,74
IIC3y	95 – 174	-	8,32	-	-	n.d.	-	-	-	-	--	-
Campo Real (muestreo: octubre 2006)												
Ap1	0 – 10	0,20	8,35	1,27	0,11	36,5	19,40	1,23	0,05	1,10	16,9	10,9
Ap2	10-21	0,14	8,25	0,33	0,06	<4,4	18,40	0,88	0,11	0,90	10,3	13,4
B1ca	21-39	0,16	8,00	0,51	0,05	n.d.	18,40	0,71	0,15	0,60	14,7	14,7
Bt2ca	39-62	0,15	7,89	0,35	0,02	n.d.	21,00	0,77	0,19	0,23	14,7	9,2
B3tca	+62	0,17	7,80	0,24	0,01	n.d.	20,10	0,92	0,10	0,26	13,4	7,3
Villaconejos (muestreo: diciembre 2007)												
Ap	0 – 18	0,19	8,49	0,38	0,02	8	14,69	0,93	0,08	0,31	5,63	10,81
Bw	18 – 43	0,22	8,31	0,47	0,01	n.d.	14,71	0,92	0,10	0,15	11,88	10,81
C1ca	43 – 82	0,27	8,49	0,34	-	n.d.	15,34	1,09	0,09	0,14	3,13	9,63
C2ca	82- 105	0,30	8,49	0,23	-	n.d.	14,14	1,11	0,13	0,11	10,31	12,37

⁽¹⁾n.d., no detectado; -, sin realizar

1.4.2. Clima y condiciones meteorológicas

La subzona de Arganda se encuentra en un área dominada en general por un clima continental caracterizado por una gran amplitud térmica entre las estaciones de invierno y verano, y unas precipitaciones medias en torno a los 460 mm anuales. En concreto la zona de estudio está bajo clima semiárido mediterráneo, con una temperatura media de 14° C y una pluviometría media de 386 mm anuales (AEMET, periodo 1977-2000). La mayor cuantía de estas precipitaciones se produce en otoño y primavera, aunque se dan tormentas puntuales en verano con relativa frecuencia. La evapotranspiración tiene su máximo en los meses de verano, y deja un déficit hídrico anual superior a 200 mm.

Desde el punto de vista meteorológico, los años de estudio han sido muy calurosos con una dinámica muy dispar en cuanto a precipitaciones. En la siguiente figura se representan las condiciones climáticas anuales, siendo los meses más importantes en el ciclo de la vid, los que van de marzo (brotación) a septiembre (vendimia; Figura 1.2). El factor R (Wischmeier y Smith, 1978) calculado en 2008 y 2009, fue menor de 400 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹. En la zona centro de España el valor normal ha sido estimado entre 700 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ (Van der Knijff *et al.*, 2000) y 750 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ (observatorio de El Encín; ICONA, 1988) se puede concluir que el periodo de estudio presentó años de baja erosividad.

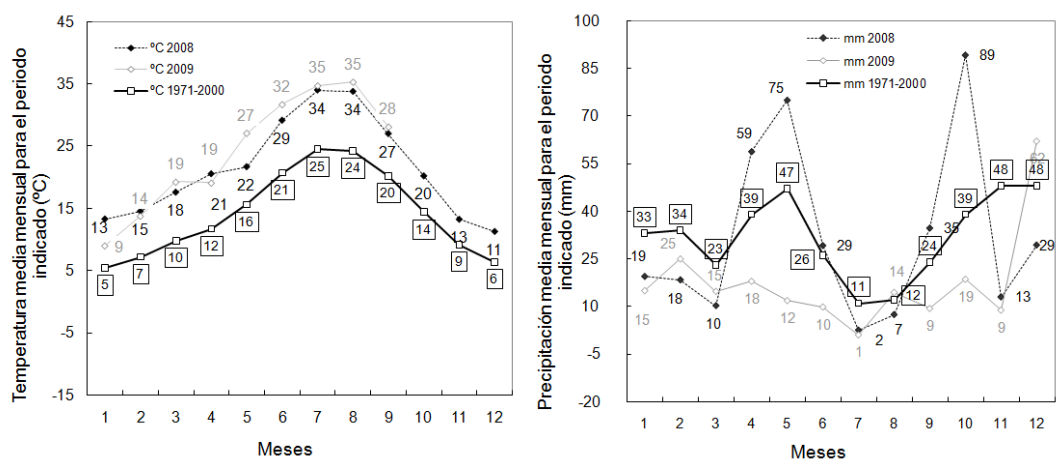


Figura 1.2. Temperatura y pluviometría durante el periodo estudiado para los tres viñedos. Comparación con datos de una estación cercana de la Agencia Estatal de Meteorología para el periodo 1971-2000.

1.5 Diseño experimental

1.5.1 Laboreo tradicional y tratamientos

Este estudio comenzó en el viñedo de Campo Real, instalando las cubiertas en el invierno del año 2006 (Fotografía 1.4).



Fotografía 1.4. Suelo del viñedo en otoño del primer año durante la siembra de una de las cubiertas.

Al año siguiente, en el invierno del 2007, se amplió a otros dos viñedos. La Tabla 1.5 recoge periodo de estudio de cada uno de los viñedos.

Tabla 1.5. Principio y fin de los ensayos en campo en los distintos viñedos.

Viñedo	2006	2007	2008	2009	2010
1. Campo Real	Inicio y primeros muestreos	recogida de datos	recogida de datos	recogida de datos	recogida de datos y fin del ensayo
2. Villaconejos		Inicio y primeros muestreos	recogida de datos	recogida de datos y fin del ensayo	
3. Belmonte de Tajo		Inicio y primeros muestreos	recogida de datos	recogida de datos y fin del ensayo	

Laboreo tradicional

En los tres viñedos las vides se encontraban plantadas en la dirección de la pendiente, lo que como ya se ha mencionado, hace al terreno más propenso a sufrir procesos erosivos (RECONDES, 2007). Dos de los viñedos están plantados en vaso, Belmonte de Tajo y Villaconejos, mientras el viñedo de Campo Real está plantado en espaldera. Este último sistema de plantación facilita las labores de poda y cosecha de la uva. Pero por otro lado este sistema de conducción resulta en una mayor superficie del suelo desnudo respecto a la plantación en vaso así como una mayor exposición directa de las vides a los rayos del sol. Dos de los tres viñedos (Belmonte y Campo Real), se manejaron

aplicando métodos ecológicos, sin uso de pesticidas ni fertilizantes de síntesis; en el viñedo de Villaconejos se usó un herbicida de amplio espectro para controlar la vegetación espontánea. Durante este estudio no se usaron fertilizantes en ningún viñedo.

Hasta la fecha de comienzo de este estudio, los viñedos se habían manejado siempre mediante laboreo tradicional. Su aplicación puede variar en función de las condiciones de la región y las costumbres, aunque en general se puede decir que en las calles de este cultivo la profundidad del laboreo no sobrepasa los 15-20 cm. En general, el laboreo se aplica para control de vegetación espontánea y para aumentar la porosidad y rugosidad del suelo, rompiendo además la costra superficial que se hubiera podido crear desde la última labor (Jackson, 2008). En concreto, el laboreo tradicional en la zona de los viñedos de este estudio consiste en dos o tres pases utilizando un arado chisel, también llamado de cincel o cultivador (Fotografía 1.5) cuya labor se reduce a los primeros 8-10 cm de suelo. Estas labores se dan en primavera o incluso al principio del verano, dependiendo de las lluvias y del desarrollo de la vegetación espontánea. A esto se añade un pase más profundo en otoño o principios de invierno (a unos 15-20 cm), y que por este motivo también se conoce como “laboreo de invierno”, aunque a veces se adelanta a otoño dependiendo de las condiciones climáticas.



Fotografía 1.5. Transporte y descarga del cultivador cuyo pequeño tamaño se adapta a las calles de los viñedos del estudio.

Tratamientos propuestos

Se pretende comparar el laboreo tradicional aplicado por el agricultor en las calles del viñedo (Tratamiento 1: T1) con el empleo de cubiertas vegetales sembradas en dichas calles (Fotografía 1.6). Se evaluaron dos manejos diferentes, uno con cubierta permanente (Tratamiento 2: T2) y otro con cubierta segada anualmente (Tratamiento 3: T3).



Fotografía 1.6. Cubiertas vegetales del viñedo al final de la primavera: a la izquierda T1 (Laboreo) en tonos marrones, en medio en tonos verdes T2 (*B. distachyon*) y T3 en color blanquecino (*S. cereale*) tras su siega dejando los restos sobre el terreno.

La cubierta permanente que se instaló fue común en los 3 viñedos, *Brachypodium distachyon* (L.) Beauv., de la familia *Poaceae*, permitiendo su autosiembra anual, (Tabla 1.6, T2). La cubierta de *B. distachyon* permaneció en todo momento cubriendo el terreno desde la primera siembra (2006 en Campo Real, y 2007 en los otros dos viñedos), y alcanzó unos 15-20 cm de altura en primavera y se agostó en junio, pero permaneció protegiendo el suelo hasta que a finales de Octubre, germinó la nueva semilla solapándose la cubierta agostada de un año con la cubierta germinando del siguiente (Fotografía 1.7).

*T 2: Brachypodium
distachyon
(instalación)*



*T 2: Brachypodium
distachyon
(Primavera 2º año)*



*T 2: Brachypodium
distachyon
(otoño)*



Fotografía 1.7. Evolución de los tratamientos sembrados permanentes a lo largo del año, T2 (*Brachypodium distachyon* en todos los viñedos) donde se aprecia la cobertura que ofrece al principio de su instalación cuando va germinando, la cobertura total que ofrece al segundo año al germinar bajo los restos de la cubierta del año anterior cubriendo la parcela, y la cubierta en otoño cuando se seca pero aún ofrece un elevado porcentaje de cobertura.

El segundo tratamiento alternativo al laboreo consistió en una cubierta segada (T3), distinta en cada viñedo. La siega tenía lugar en primavera y se resembrada en otoño (Fotografía 1.8).

a) *Centeno brotado*



b) *Detalle de siega del centeno*

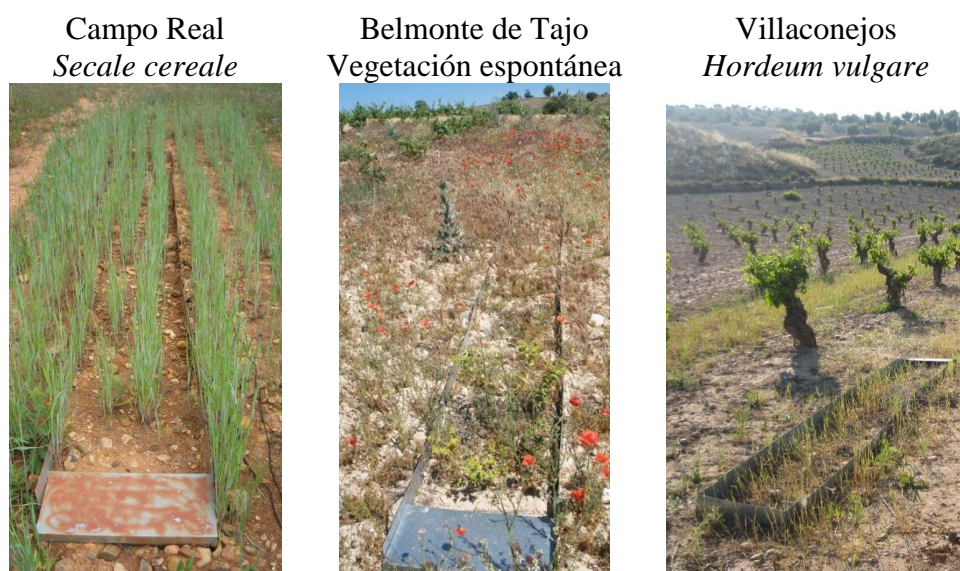


c) *Centeno segado*



Fotografía. 1.8. Ciclo de los tratamientos con cubiertas sembradas y segadas (T3, variable en cada viñedo): Calles de centeno recién brotado, pudiéndose observar las líneas de centeno como consecuencia de la siembra a chorrillo (típica de los cereales) realizada con sembradora; b) siega manual del centeno durante la primavera; c) a la izquierda se observa el centeno ya segado al final de la primavera en tonos blanquecinos, en el centro de la fotografía se ve el tratamiento de laboreo y a la derecha, al fondo se puede apreciar la cubierta de *B. distachion* en verde

La cubierta segada (T3) que se utilizó en Campo Real fue centeno (*Secale cereale* L., de la familia *Gramineae*); en Villaconejos cebada (*Hordeum vulgare* L. de la familia *Gramineae*); y en Belmonte se evaluó la vegetación espontánea (Fotografía 1.9; Tabla 1.6). En este último viñado el tratamiento inicial era lenteja (*Lens culinaris Medik* cuya tasa de siembra fue 120 kg ha⁻¹) pero tuvo una implantación irregular y escasa, creció rodeada de vegetación espontánea (*Euphorbia serrara*, *Papaver rhoeas*, distintas especies de cardos, etc.) que no se pudo eliminar, dado que al ser un viñado ecológico no se pudieron emplear herbicidas, por eso el tratamiento propuesto pasó a ser vegetación espontánea. Este tratamiento (T3) se segaba en primavera con una desbrozadora manual. Los restos de la siega se dejaron siempre cubriendo la superficie del suelo, y no se alteró el suelo hasta la siguiente siembra, en noviembre/diciembre, que volvía a suponer una perturbación del terreno, dado que era necesario enterrar de forma somera las semillas en todos los viñedos.



Fotografía 1.9. Detalle de una de las parcelas de erosión con tratamiento T3 de cada uno de los viñedos.

La siembra se realizó entre las filas de vides de forma que cubrieran dos metros del centro de las calles del viñado, dejando una fila de suelo desnudo bajo las vides de aproximadamente 50 cm a cada lado del pie de la cepa. Todas las cubiertas se sembraron en invierno. En la siguiente tabla (Tabla 1.6) se hace un resumen de las cubiertas, así como de sus dosis de siembra y fechas en que tuvieron lugar las mismas.

Tabla 1.6. Tratamientos de los viñedos.

Localidades	Belmonte Tajo	de Campo Real	Villaconejos
T1	Tratamiento control: Laboreo tradicional		
T2 (Dosis de siembra)	<i>Brachypodium distachyon</i> (siembra sólo 1 ^{er} año: 40 kg ha ⁻¹)		
T3 (Dosis de siembra*)	Vegetación espontánea (**)	<i>Secale cereale</i> (70 kg ha ⁻¹)	<i>Hordeum vulgare</i> (70 kg ha ⁻¹)
Fecha 1 ^a siembra	Otoño 2007	Otoño 2006	Otoño 2007
Fecha siguientes siembras	T2: no necesaria T3: no necesaria	T2: no necesaria T3: Otoño 2007- 09	T2: no necesaria T3: Otoño 2008

(*) Las dosis empleadas son propias de la instalación de una cubierta vegetal y manifiestamente inferiores a las empleadas cuando se trata de cultivar estas especies.

(**) Inicialmente se sembró *Lens culinares Medik* (120 kg ha⁻¹) que apenas germinó y fue invadido por vegetación espontánea de forma masiva

A continuación se puede ver una fotografía con las cubiertas instaladas en las calles de los viñedos en comparación al suelo bajo laboreo tradicional (Fotografía 1.10).

Campo Real

Calles con laboreo tradicional recién labrado (centro) y cubiertas completamente desarrolladas (fondo ambos lados) (primavera)

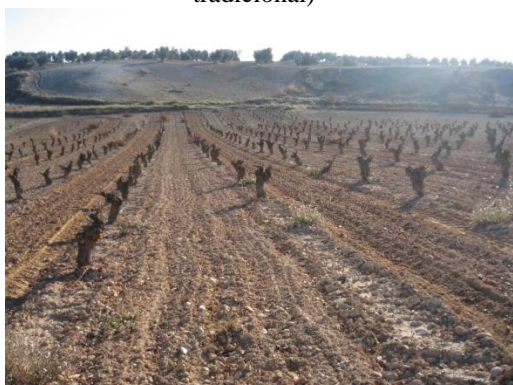


Centeno segado (izqda) y laboreo (drcha) (primavera)

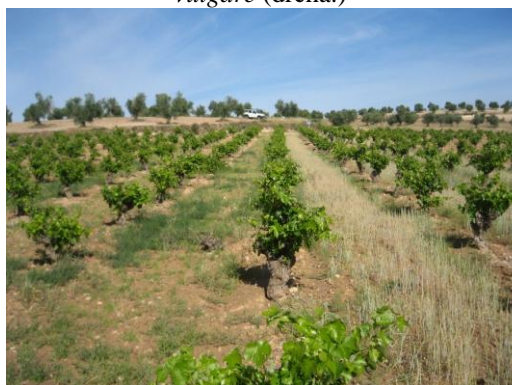


Villaconejos

Antes de instalar las cubiertas (laboreo tradicional)



Brachypodium distachyon (izqda.) - *Hordeum vulgare* (drcha.)



Belmonte de Tajo

Laboreo tradicional (izqda.) - *Brachypodium distachyon* (drcha.) (verano)



Vegetación Espontánea (izqda.) - Laboreo tradicional (drcha.) (verano)



Fotografía 1.10. Panorámicas de las calles de los viñedos donde puede verse el contraste del laboreo tradicional con los tratamientos con cubiertas vegetales.

En la siguiente tabla se hace un resumen de las labores que se realizaban anualmente en los tres viñedos (Tabla 1.7).

Tabla 1.7. Labores que se realizan anualmente en cada uno de los distintos manejos de los viñedos durante el periodo de estudio

Tratamientos	Laboreo	<i>B. distachyon</i>	<i>Cubierta segada</i>
Otoño (inicio del ensayo)	Labor profunda para facilitar infiltración y cortar raíces superficiales de las vides	Preparación del suelo para la siembra y siembra (sólo 2006)	Preparación del suelo para la siembra y siembra
Invierno	-	-	-
Primavera	Dos o tres labores superficiales para controlar la vegetación espontánea en las calles del viñedo	Bina o gradeo con azada para controlar la vegetación espontánea	Bina o gradeo con azada para controlar la vegetación espontánea*; Siega dejando los restos vegetales sobre el terreno
Verano	-	-	donde permanecen en superficie de forma irregular
Otoño	Labor profunda para facilitar infiltración y cortar raíces superficiales de las vides	-	Labor preparatoria del suelo para la siembra

* Únicamente en Villaconejos se empleó herbicida de contacto para eliminar la vegetación en las filas de las vides.

1.5.2. Diseño experimental

Se hicieron 3 bloques conteniendo cada uno los tres tratamientos ensayados (Figura 1.3). Cada bloque consistía en 3 calles consecutivas del mismo tratamiento. Así en cada tratamiento había 2 filas de vides centrales con igual manejo a ambos lados, de forma que se pudiera realizar una vendimia selectiva. Estas filas se denominaron filas de experimentación. Las otras dos filas son las de borde, y no son válidas para evaluar la influencia de los tratamientos en ningún parámetro de las vides ya que tienen un manejo del suelo diferente a cada lado.

Los parámetros estudiados en el suelo se midieron en la calle central o de experimentación. Allí se colocaron las parcelas y los sistemas para registrar erosión y escorrentía, así como los sensores de humedad que se describen más detalladamente en el siguiente apartado.

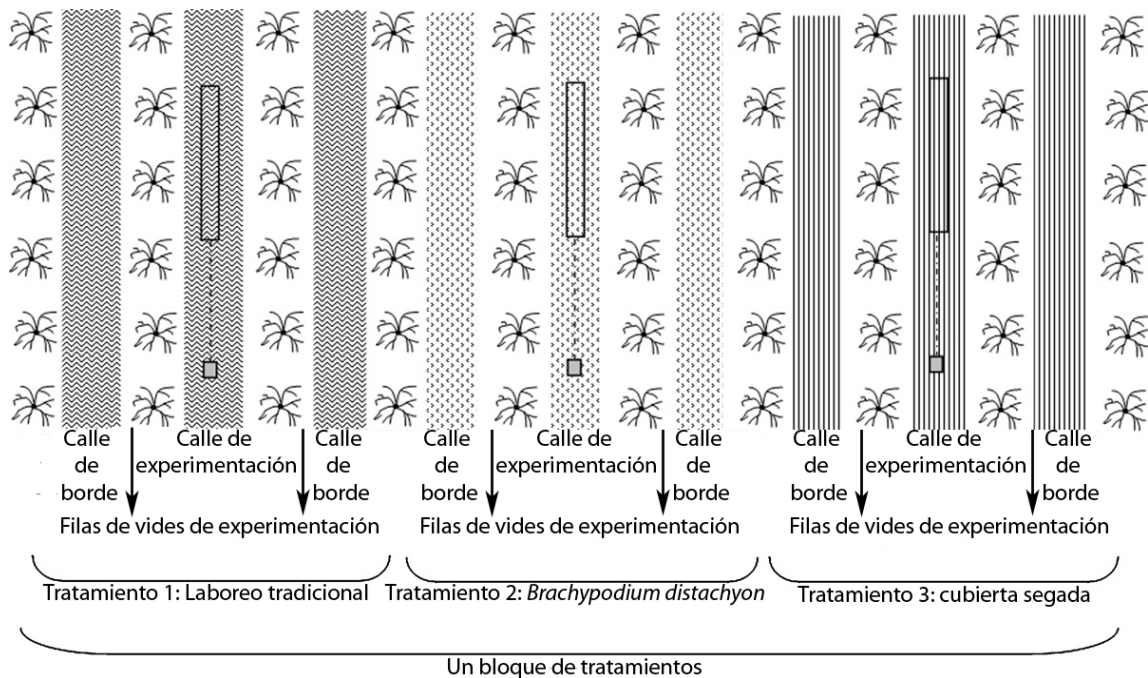


Figura 1.3. Diseño experimental en bloques de los grupos de tratamientos. En cada viñedo se usaron tres replicas de este bloque.

1.6. Métodos empleados.

En este apartado se hace una breve recopilación de los principales métodos y dispositivos de análisis empleados en la elaboración de esta tesis, con el fin de obtener una panorámica general del trabajo realizado (Tabla 1.8). En los capítulos posteriores estos métodos se detallarán de forma separada en los correspondientes apartados de Material y Métodos de cada artículo, donde los métodos estarán referidos únicamente a los objetivos parciales recogidos en cada caso.

Tabla 1.8. Principales métodos empleados en relación a los objetivos que se pretende dar respuesta

Objetivo		Métodos empleados	
1	Escorrentía	Microparcels de erosión tipo Gerlach	Simulación de lluvia
	Humedad del suelo	Sensores de capacitancia	
2	Erosión	Microparcels de erosión tipo Gerlach	Simulación de lluvia
3	Potencial hídrico	Placas de Richards	Caja de arena
	Estructura del suelo	Test TDI y CND	Penetrómetro
	Infiltración	Test doble anillo	Test anillo simple
4	Producción	Vendimia selectiva	
	Visión agricultor	Entrevista/Sondeo	Encuesta

1.6.1. Métodos Objetivo 1:

“Evaluar cómo afectan los distintos tratamientos a la disponibilidad de agua en el suelo mediante el estudio de la escorrentía generada y la humedad del suelo”

Microparcelas de erosión

Se instalaron microparcelas de erosión cerradas para medir la generación de escorrentía y sedimentos y valorar así la eficacia protectora de la vegetación. Las parcelas de erosión se situaron en la calle central (Figura 1.3), instalándose 3 parcelas para cada tratamiento, de modo que en total fueron 9 parcelas por viñedo.

Las parcelas de erosión acotaban una superficie de 2 m² (0,5 m ancho x 4 m de longitud a favor de la pendiente). Estaban delimitadas por chapas galvanizadas de 2 mm de espesor y de 15 cm de anchura que se enterraban 5 cm en el suelo, cuyos extremos estaban solapados para evitar flujos laterales por las uniones. En la parte inferior se colocó un colector tipo Gerlach (Gerlach, 1967), constituido por un canalón de PVC de la misma anchura que la parcela, donde se recogían los sedimentos (Figura 1.4). Dicho colector disponía de un orificio con un filtro que dejaba pasar el agua de escorrentía a una manguera que la evacuaba de dicho colector a una caja donde un sistema de balancín medía el volumen de escorrentía.

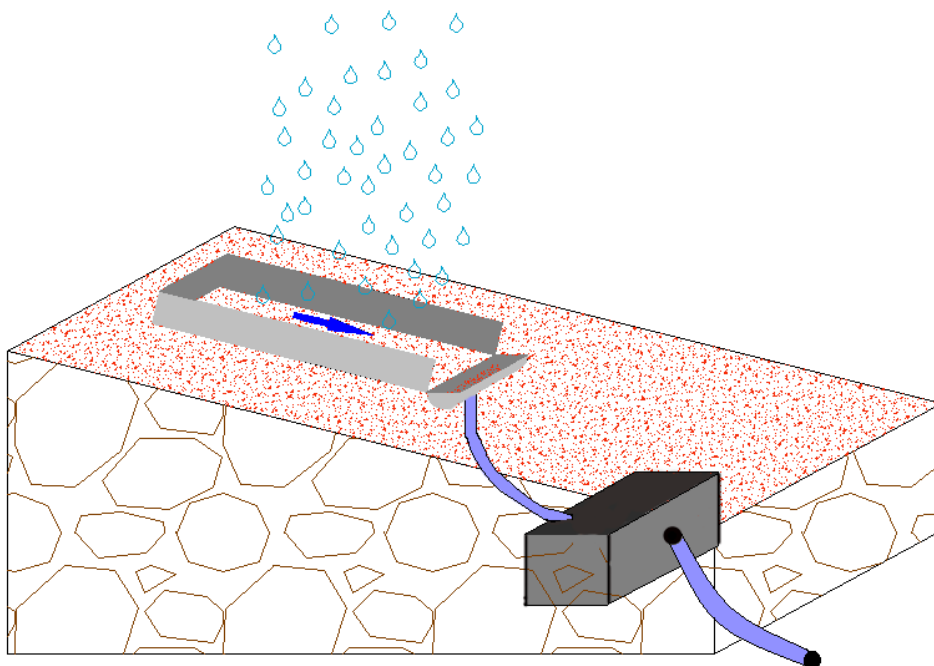


Figura 1.4. Esquema del sistema de recogida de sedimentos y caja de escorrentía

Este sistema de medición en principio fue diseñado sólo para dar salida al agua que entraba en la caja antes de que llegara a la altura del imán del balancín de escorrentía (descrito más adelante). Pero durante el periodo de estudio se observó que daba tiempo a que se depositara el sedimento que el agua de escorrentía llevaba en suspensión, y que éste era una gran proporción del sedimento erosionado total por lo que se decidió

contabilizarlo aparte. De este modo este sistema de medición debe emplearse sólo a efectos comparativos entre parcelas con distintos tratamientos. Los resultados obtenidos pueden subestimar la escorrentía o la pérdida de suelo en casos de lluvia muy intensa (eventos que escasearon durante el periodo estudiado) pues el nivel del agua del interior de la caja alcanza el desagüe antes de que hubiera habido tiempo suficiente para que se decantasen los sedimentos. Pero en general, el agua entraba despacio y la mayor parte del sedimento se decantaba en la caja. Así el total recogido se aproxima al total erosionado, lo que permitió establecer comparaciones entre tratamientos y viñedos en las mismas circunstancias meteorológicas.

Balancines de escorrentía y sensores de humedad.

Para el estudio del balance hídrico, en cada parcela se instaló un pluviómetro HOBO (Fotografía 1.11) que registraba la lluvia caída con una resolución de 0,2 milímetros por vuelco. Se instalaron también 2 sensores de humedad (ECH₂O) a dos profundidades diferentes (10 cm y 35 cm; Figura 1.5) y un sistema de balancín (Figura 1.6; Fotografía 1.12) que medía la escorrentía generada en cada parcela. .



Fotografía 1.11. Imagen del pluviómetro HOBO en el viñedo de Belmonte de Tajo.

Los sensores de capacitancia ECH₂O miden la humedad volumétrica a partir de cambios en la permitividad eléctrica del suelo. Fueron previamente calibrados para cada suelo de estudio (Figura 1.5).

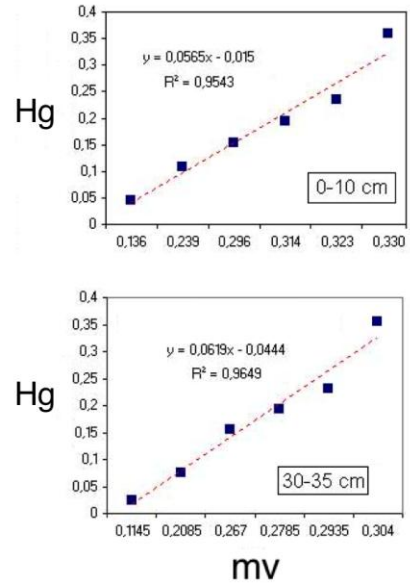


Figura 1.5. Calibración de los sensores ECH₂O en laboratorio para cada tipo de suelo. A la derecha, ejemplo de los ajustes obtenidos en el suelo de Campo Real en el proceso de calibración, con suelos obtenidos de 0-10 y a 30-35 cm de profundidad.

Los balancines que medían la escorrentía eran de diseño propio, y estaban formados por un cilindro de PVC dividido en dos cámaras. El cilindro tenía un soporte en el que se instaló un eje de giro. Al caer el agua sobre el balancín una de las cámaras del cilindro comienza a llenarse, hasta que el peso del agua lo hace bascular haciendo pasar el interruptor magnético junto al emisor del impulso, que queda registrado por el *datalogger*. De esta forma se dispuso de una medida de volumen en el tiempo (Figura 1.6).

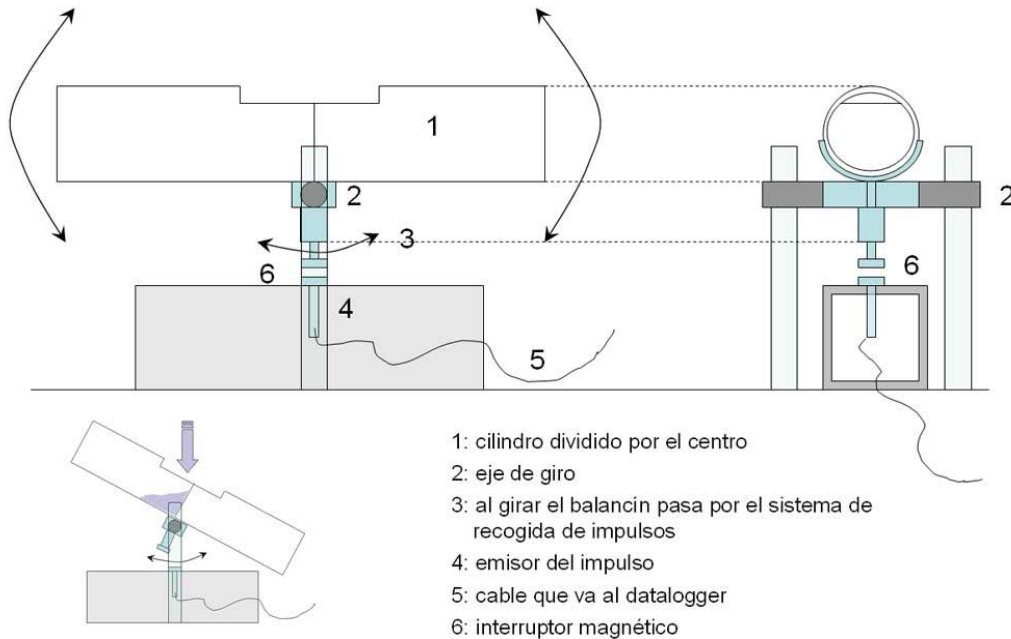
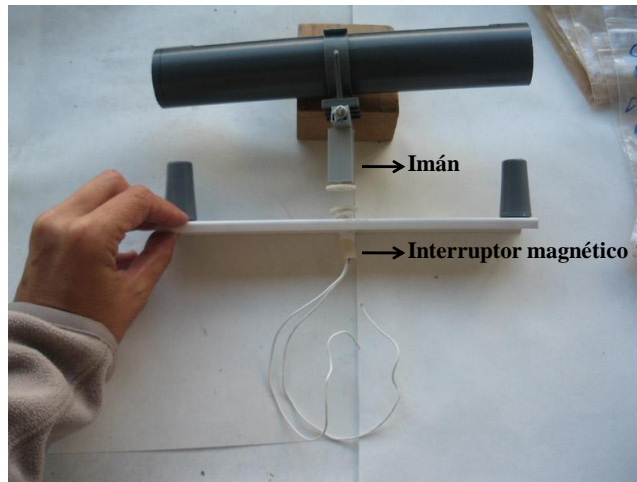


Figura 1.6. Esquema del funcionamiento del balancín de escorrentía

Los balancines fueron calibrados en laboratorio para conocer exactamente el volumen de vuelco de cada uno de ellos. En promedio cada vuelco suponía un volumen de $80 \pm 2,8$ ml (Fotografía 1.12).



Fotografía 1.12. Detalle de la construcción del balancín de escorrentía

El sistema de balancín aportó información sobre la escorrentía y la infiltración del suelo, y sirvió, en combinación con los sensores ECH2O de humedad volumétrica enterrados, para evaluar la posible competencia por el agua por parte de las cubiertas (Figura 1.7).

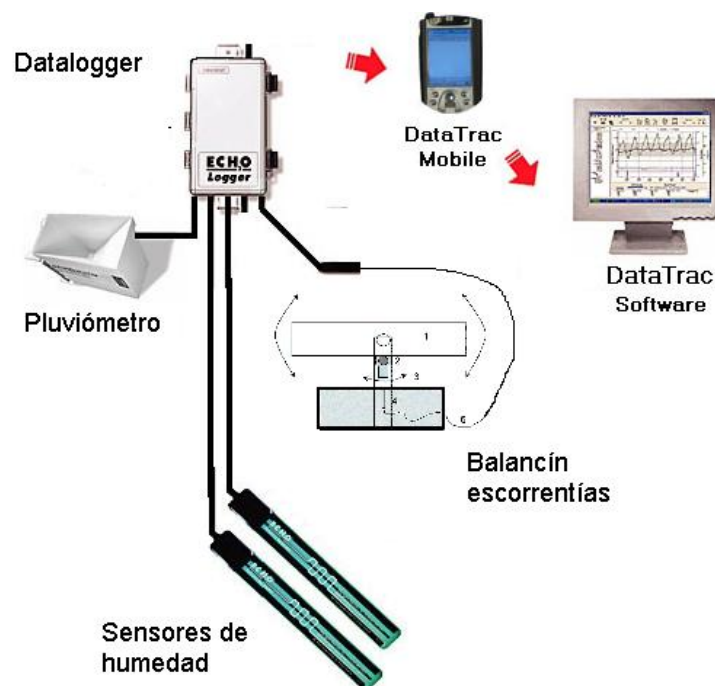


Figura 1.7. Esquema del sistema automático de recogida de datos. Un sistema de registro (datalogger) almacena datos cada 10 minutos de pluviometría (mm), humedad volumétrica del suelo (m^3 agua m^{-3} suelo) y escorrentía (mm).

La disposición en el campo del sistema de recogida de datos y muestras se observa en la Figura 1.8.

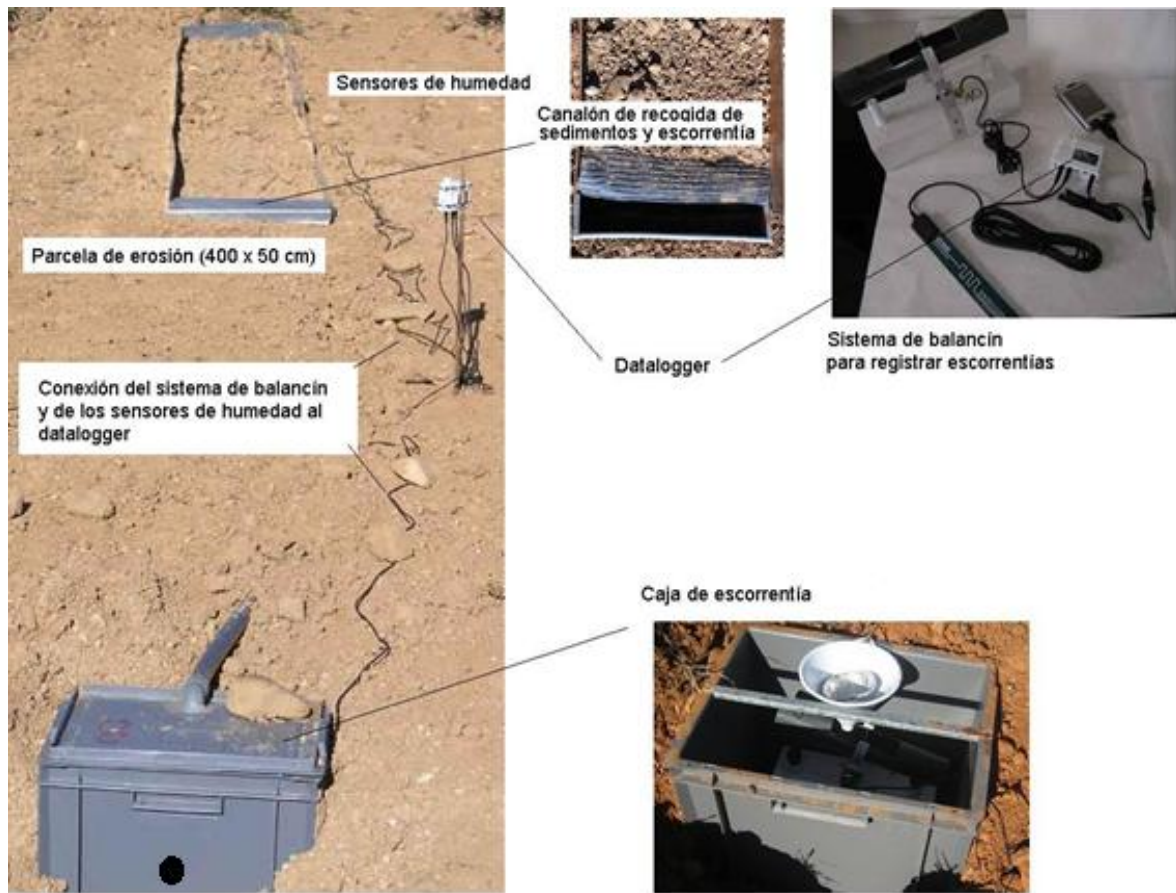


Figura 1.8. Esquema de la instalación y distribución en el campo de los sistemas usados para recogida de muestras y registro de datos. Izquierda: parcela de erosión de la que proceden cables de los sensores de humedad del suelo conectados al *datalogger*; en la zona inferior de la fotografía se observa la caja con tapa de registro de escorrentía. Arriba en el centro, detalle del canalón de recogida de sedimentos. Arriba a la derecha, todos los dispositivos empleados para registrar humedad y escorrentía: balancín, sensor de humedad, *datalogger* y PDA empleada en la descarga de datos. Abajo, fotografía de la caja de recogida de escorrentía sin tapa, se observa el embudo y filtro previos al sistema de balancín para evitar objetos de gran tamaño que pudieran inutilizar el sistema de basculación.

1.6.2. Métodos Objetivo 2:

“Valorar la eficacia de distintas cubiertas vegetales en el control de la erosión, y las correspondientes pérdidas de materia orgánica y nutrientes del suelo”

Colectores gerlach para cuantificar la erosión: utilidad y limitaciones

El empleo de parcelas en la cuantificación de la erosión conlleva algunas limitaciones como la escala a la que se mide. En la bibliografía se recoge el debate sobre estas limitaciones (Bienes *et al.*, 2007) abordando cuestiones relacionadas con la representatividad de los datos a distintas escalas. Por una parte, no es posible extrapolar los datos de parcelas de erosión pequeñas a grandes extensiones, ya que a esa escala hay más factores influyendo en los procesos de conectividad, erosión y deposición (Boix-Fayos *et al.*, 2006; Peeters *et al.*, 2008). Así aunque las parcelas se sitúen en pendientes medias representativas de la zona, los valores de erosión obtenidos no son representativos de áreas mayores debido a los cambios en la geomorfología del lugar (García-Ruiz *et al.*, 2010; Le Bissonnais, 1998). No obstante, en el caso de estudiar tasas de erosión en campos agrícolas, el paisaje a nivel de cuenca es más uniforme, y por tanto, los datos obtenidos en parcelas se aproximan más a la realidad que en caso de estudiar cuencas con vegetación natural. Por otra parte está el desconocimiento de la durabilidad de las parcelas, por el agotamiento de la erosión, ya que no se permite la deposición de suelo erosionado de cotas más altas al estar la parcela cerrada. Aunque eso no es problema en este caso ya que es un estudio a un plazo de 2-4 años, y normalmente este agotamiento de la producción de sedimentos surge al cabo de un periodo de tiempo más prolongado. A pesar de todas estas limitaciones, el uso de parcelas de erosión ha demostrado ser útil para examinar las relaciones entre manejos del suelo y los procesos erosivos así como para cuantificar las pérdidas que estos llevan aparejadas (Boix-Fayos *et al.*, 2006). Permiten la reproducibilidad de experimentos y la obtención de datos relativos para poder comparar diferentes manejos en circunstancias controladas.

Los colectores Gerlach de las parcelas de erosión de este estudio recogían los sedimentos (se aprecia la base de la parcela y el canalón en la Fotografía 1.13). Al tener acotada la parcela se conoce la superficie exacta a la que corresponde el sedimento erosionado recogido tras cada evento.



Fotografía 1.13. Detalle del canalón donde se recogía el sedimento durante uno de los muestreos

Así en el colector quedaban los sedimentos más gruesos arrastrados por el proceso erosivo a lo largo de la parcela y después, a través de la manguera, el agua de escorrentía ya solo con los sedimentos en suspensión, circulaba hasta la caja y pasaba por el balancín, que con sus movimientos registraba el volumen de escorrentía en el tiempo. El agua caía a la caja donde se depositaba el sedimento en suspensión, dado que el desagüe se encontraba a 10 cm de la base de la caja (Figura 1.4).

Pérdidas asociadas a la erosión

Este objetivo se completó con análisis encaminados al estudio de los cambios en el contenido de materia orgánica y de nutrientes relacionados con la pérdida erosiva. Dichos análisis son necesarios para conocer la importancia cualitativa que la disminución del espesor del horizonte superficial implica. Por otra parte estas pérdidas en el contenido de materia orgánica y nutrientes deben ser cuantificadas debido a su relación con la productividad del viñedo por la posible pérdida de fertilidad del suelo.

Concretamente se analizaron tanto en los sedimentos como en la capa superficial del suelo (0-10 cm) de cada tratamiento en cada viñedo: la materia orgánica, el Nitrógeno total; el Fósforo bioasimilable (P_2O_5 mg kg^{-1}); y el Potasio (K_2O mg kg^{-1}) que se analizaron mediante los métodos ya descritos en el apartado 1.4 para la caracterización de los horizontes del suelo.

Lluvias Simuladas: utilidad y limitaciones

Los eventos intensos son los que realmente suponen elevadas escorrentías y una diferencia significativa en las pérdidas de suelo (González-Hidalgo *et al*, 2005; Bienes y Marques, 2007). Se da la circunstancia de que pueden transcurrir varios años sin que se produzca ningún evento verdaderamente erosivo debido a su frecuencia plurianual. De hecho, en los años durante los que se realizó el estudio, aunque se produjo algún evento erosivo importante, éstos no fueron especialmente frecuentes. Para poder obtener resultados en un plazo concreto, como el que supone una tesis, la simulación de lluvias intensas es una buena alternativa (Meyer, 1994; Dunkerley, 2008). Permite la obtención de datos relativos para comparar distintos tratamientos y condiciones estacionales.

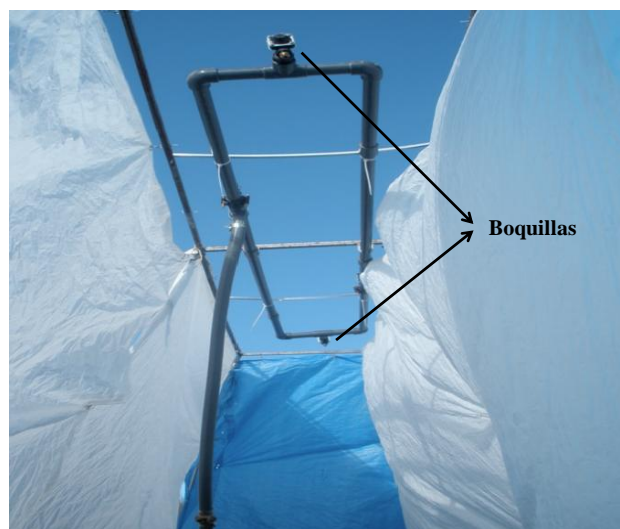
Además ofrece la posibilidad de analizar de forma exhaustiva la distinta respuesta de los tratamientos en lo que se refiere a la escorrentía y la pérdida de suelo minuto a minuto. Es necesario hacer constar que este tipo de simulaciones no pretende imitar lluvias naturales sino obtener datos reproducibles de erosión y escorrentía bajo condiciones de erosividad y estado del suelo controladas.

Se diseñó un simulador de lluvia portátil y parcialmente desmontable que podía reproducir una lluvia uniforme sobre parcelas que tienen 4 m de longitud y 0,5 m de anchura ($2 m^2$). Este simulador además disponía de unas cortinas de lona alrededor del sistema que podían desplegarse para evitar el efecto del viento y garantizar la uniformidad de la lluvia (Fotografía 1.14).



Fotografía 1.14. Disposición del simulador de lluvia en el centro de la calle del viñedo de Campo Real. Se observan las lonas para proteger del viento la lluvia simulada.

El simulador consistía en un bastidor rectangular en cuyos extremos llevaba unos soportes para poder introducir las patas, barras huecas de acero de 2,15 cm de longitud. Estas patas eran extensibles aunque robustas. Se diseñó un circuito cerrado que portaba las boquillas en sus extremos y se situó en el centro del bastidor. La finalidad de este circuito no era otra que garantizar que las dos boquillas trabajasen a la misma presión. En los extremos de este circuito se situaron 2 boquillas Spraying Systems 1/3 HH 35 W de cono lleno separadas entre sí 1,5 m y que abarcaban una superficie 4 m² de suelo (Fotografía 1.15). Se realizaron diversos ensayos de calibración del simulador desplazando las boquillas hasta conseguir una distribución homogénea de la lluvia (Fotografía 1.16).



Fotografía 1.15. Detalle del bastidor, del circuito cerrado de agua y la toma de agua. En los extremos del bastidor se disponen las boquillas de cono lleno

Los ensayos de calibración (Figura 1.9), los cuales se realizaron a una presión de $1,5 \text{ kg cm}^{-2}$, mostraron que el simulador era capaz de generar una lluvia de entre 1,8 y 2,5 mm por minuto con un coeficiente de uniformidad del 86% (Christiansen, 1942). Ligeramente inferior al 91% de uniformidad calculado por Martínez-Mena *et al.* (2011) para esta misma boquilla cuando fue empleada individualmente a $0,9 \text{ kg cm}^{-2}$ de presión. El diámetro de las gotas fue de 1,85 mm.



Fotografía 1.16. Ensayo de la calibración del simulador de lluvia

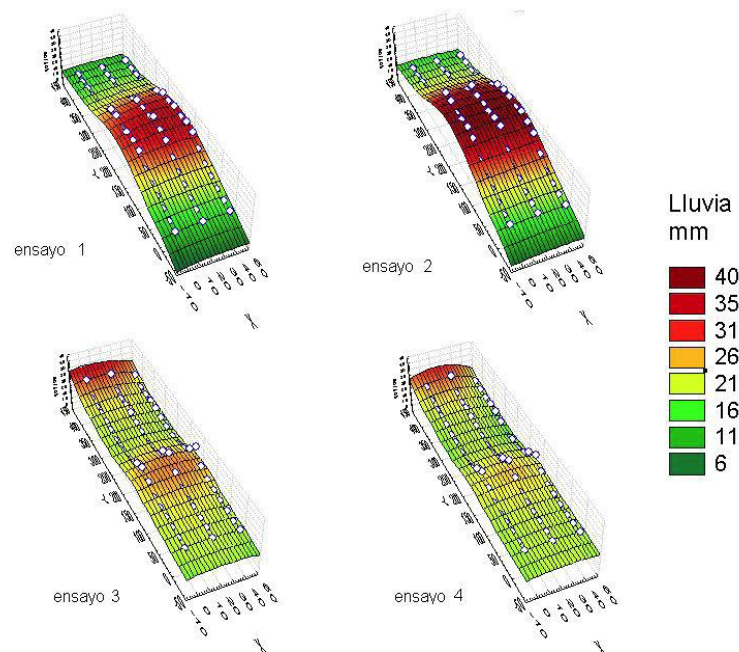


Figura 1.9. Distribución de la pluviometría de la lluvia simulada en los sucesivos ensayos realizados para ajustar la distancia entre boquillas. Se tomó la distancia del ensayo 4 para montar definitivamente las tuberías del simulador.

La intensidad de las lluvias fue de $2,16 \text{ mm min}^{-1}$ en promedio. Dado que las lluvias se realizaron durante 15 minutos, resultó una energía cinética equivalente de $17,83 \text{ J m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$. La estabilidad de la intensidad de las lluvias se controló con un manómetro que se mantuvo a una presión de $1,5 \pm 0,2 \text{ kg cm}^{-2}$. La pluviometría se controló igualmente en cada ensayo de lluvia con 6 pluviómetros equidistantes rodeando la parcela cuyo volumen se registraba al final de cada evento (Fotografía 1.17).



Fotografía 1.17. Superior, vista panorámica del simulador de lluvia instalado sobre una parcela de S. cereale en verano. Se observan los pluviómetros colocados a intervalos regulares para verificar las condiciones de homogeneidad e intensidad de la lluvia en cada ensayo. Inferior, vista lateral, las dos boquillas están situadas en los extremos de la tubería que conforma un circuito cerrado de agua.

1.6.3. Métodos Objetivo 3:

“Estimar la influencia de los tratamientos propuestos en la degradación física (estabilidad de agregados, porosidad del suelo, resistencia a la penetración)”

Potencial hídrico del suelo

Las cubiertas vegetales pueden tener efectos en la estructura del sistema poroso del suelo (macro, meso y microporosidad). Con el fin de conocer posibles cambios se tomaron muestras inalteradas de los primeros 5 cm de suelo en cada tratamiento con cilindros de acero de 100 cm³. Estos cilindros se hundían en el suelo con la ayuda de un martillo (Fotografía 1.18). Posteriormente las muestras se llevaron al laboratorio, donde se empleó una batería de equipos de extracción de humedad compuesto por una caja de arena y dos ollas de presión. La caja de arena se utilizó para saturar las muestras de agua y comenzar la desecación (entre pF 0¹ hasta pF 2), y con las ollas de presión se siguieron desecando las muestras inalteradas (entre pF 2 hasta pF 4,2) pesándolas diariamente hasta alcanzar el equilibrio a tensiones crecientes, terminando con el secado total de la muestra en estufa a 105°C durante 24 horas.



Fotografía 1.18. Detalle de la toma de muestras inalteradas en campo. Cada cilindro disponía de una tapa superior y otra inferior (foto derecha con tapa inferior) para evitar pérdidas de material en el transporte al laboratorio.

Actualmente no hay un acuerdo unánime sobre cuáles son los límites que definen la macro, la meso y la microporosidad. Algunos límites que se encuentran en bibliografía para la macroporosidad son diámetro de poro superior a 50 μm (Pellegrini *et al.*, 2006; Porta *et al.*, 2003), y diámetro de poro superior a 60 μm (Taboada *et al.*, 2004). Para la microporosidad, el límite a adoptar es aún más variable, se encuentran límites de diámetros de poro inferiores a 30 μm (Miller *et al.*, 2002), 20 μm (Bonel *et al.*, 2004) o 15 μm (Sasal *et al.*, 2006).

En general, la mayoría de los autores optan por considerar como mesoporos los comprendidos entre 10 o 30 como límite inferior y 60 μm como límite superior, aunque algunos incluyen los mesoporos dentro de la macroporosidad. En esta tesis se ha optado por considerar macroporos a aquellos poros con un diámetro superior a 60 μm ,

¹ pF expresa potencial matricial del suelo en unidades de $\log_{10}(\text{cm H}_2\text{O})$.

mesoporos a los poros con diámetro comprendido entre 60 y 10 μm y microporos a los poros con un diámetro menor de 10 μm .

Caja de Arena

Consiste en una caja metálica que contiene una arena sintética muy fina de granulometría constante, la cual se satura en agua procedente de un bidón que está conectado a la misma (Fotografía 1.19). Las muestras de suelo inalteradas eran desprovistas de sus tapas y, tras proteger su extremo inferior con una tela fina para evitar desplomes de tierra, eran depositadas sobre la arena, donde poco a poco, se saturaban de agua por ascenso capilar. La diferencia del peso totalmente saturado en agua con el peso del cilindro seco en estufa (al final del proceso) nos indicaba el agua total contenida en los poros de la muestra, y por tanto, la porosidad total. La saturación se hizo lentamente y al menos a lo largo de tres días. El que se hiciera tan lentamente evitaba colapsar la estructura así como las posibles inclusiones de aire en los poros del suelo. Una vez saturada la muestra, es decir con todos los poros llenos de agua, se iban realizando succiones por gravedad en un gradiente creciente de presión (pF) basado en el principio de los vasos comunicantes. Cada presión correspondía a la succión necesaria para extraer el agua de un tamaño de poros determinado. Por diferencia de peso a cada pF se obtenía el volumen de agua contenido de los distintos tamaños de poros. Con la succión ejercida en la caja de arena se determinaba hasta el tamaño de los macroporos ($>60 \mu\text{m}$ de diámetro).



Fotografía 1.19. Sistema de humectación y extracción de la humedad en pasos sucesivos. Se observan dos ollas de color azul a ambos lados de la caja de arena, en verde en el centro. Sobre ella los manómetros para controlar la presión de la extracción de agua de las ollas.

Ollas y platos cerámicos

Para succionar el agua de los mesoporos y de los microporos no era suficiente con la gravedad. Era necesario ejercer una presión mayor. Para ello se utilizó el método de las placas de Richards (Richards, 1947). Se introducían las muestras inalteradas en dos ollas a presión o “extractores de placa cerámica” (Fotografía 1.19) encima de un plato de cerámica porosa que fuera capaz de soportar la presión a aplicar (Fotografía 1.20): la primera olla servía para aplicar una presión máxima de pF 3,7 y la segunda olla para aplicar una presión máxima de pF 4,2, considerado como punto de marchitez permanente.



Fotografía 1.20. Vista ortogonal de la olla con las muestras inalteradas dentro.

Al igual que en la caja de arena, cada presión aplicada correspondía con la extracción del agua de un tamaño de poro. Se disponía de platos de cerámica porosa de pF 3 pF 3,45 y pF 4,2. Esta presión del plato indica la presión necesaria para que el aire pase a través de sus poros. Se pone un plato lo mayor que se pueda (para evitar que salga aire contantemente) peros iempre que dicha presión sea igual o menor que la presión a aplicar. El plato se conecta con un latiguillo muy fino al exterior para expulsar el aire que lo traspase a través de sus poros y que arrastra la humedad de la muestra correspondiente a esa presión.

Curvas de pF

Con estos datos experimentales se obtuvieron las curvas de pF (Hartge y Horn, 1992) Este parámetro permite conocer valores claves en el suelo, por ejemplo la capacidad de campo del suelo, que se obtiene a pF 2,54 y el punto de marchitez del suelo, obtenido para un pF 4,2. En la siguiente tabla (Tabla 1.9) se resume la relación existente entre los valores de succión ejercida y los tamaños de poros, así como el instrumento usado para medirlos y el significado de dichos valores desde el punto de vista agrícola.

Tabla 1.9. Equivalencia de las unidades y relación de las presiones de succión con el tamaño y tipo de poros desde el punto de vista agrícola.

pF	cm	kg cm ⁻²	Instrumento	Tipo de porosidad	Significado	Presiones significativas
0	1,02	0,001	Caja de Arena	Macroporos > 60 micras de tamaño	Aireación; Infiltración; Conductividad Saturada	
0,4	3,06	0,003				
1	10,20	0,010				
1,5	32,63	0,032				
1,8	64,24	0,063				
2	101,97	0,1	Olla 1ª	Mesoporos 60 – 10 micras	Conducción lenta del agua	Capacidad de campo
2,54	305,92	0,3				
3	1019,74	1	Olla 2ª	Microporos 10 – 0,2 micras	Almacenaje de agua	
3,3	2039,49	2				
3,6	4078,98	4				
3,8	6118,46	6				
3,9	8157,95	8				
4,0	10197,44	10				
4,1	12236,93	12				
4,2	15296,16	15				Punto de marchitez
> 4,2		> 15	Estufa		Agua no disponible	Secado en estufa a 105° durante 24 horas
Tras secado				Microporos < 0,2 micras	Agua de constitución	

Cada suelo tiene una evolución característica que se expresa mediante dos curvas, una de humectación o sorción y la otra de desecación o desorción que no son iguales. Por esto a esta curva se la conoce como curva de histéresis: la historia de la muestra influye sobre la situación final de equilibrio (Porta *et al.*, 2003). En este caso se obtuvo la curva de desecación ya que el método empieza saturando las muestras y las medidas se van tomando con la desecación de las mismas.

Los datos para elaborar estas curvas se obtuvieron con las sucesivas diferencias de peso que hay tras cada presión ejercida, y el peso del cilindro seco en estufa a 105° durante 24 horas (es decir, la muestra solo con el agua de constitución que forma parte de la estructura del suelo). Los primeros poros en vaciarse eran los más grandes (macroporos) y después paulatinamente los de menor tamaño las diferencias de peso encontradas equivaldrán al agua contenida en los poros.

Estos datos experimentales se ajustaron a una ecuación empírica (van Genuchten, 1980) modificada por Van Genuchten y Nielsen (1985) con la que se obtiene la curva de retención del agua. Para su elaboración precisa y adecuada se estiman necesarios 9 puntos de medición experimental (Martínez-Fernández, 1995).

$$\theta_h = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) [1/(1+(\alpha h)^n)]^m$$

θ_h contenido volumétrico de agua (m^3 agua m^{-3} suelo) a la tensión h

θ_s contenido volumétrico de agua (m^3 agua m^{-3} suelo) en saturación

θ_r contenido residual de agua (m^3 agua m^{-3} suelo)

α y n son parámetros de ajuste relacionados respectivamente con la inversa de la presión de entrada de aire y la distribución de tamaño de poros.

m es un parámetro relacionado con n según la relación $m = 1 - (1/n)$

h tensión aplicada: las presiones de succión. El logaritmo de esas presiones será pF.

Este ajuste se hizo a través de un software informático llamado RETC, “curva de retención” (van Genuchten *et al.*, 1991). Con la ayuda de este programa, introduciendo los valores obtenidos durante el experimento se obtuvieron además de las curvas ajustadas, los valores de los parámetros de la ecuación que pueden introducirse en el programa Statistica 6.0 (StatSoft Inc., 2002) para obtener varias curvas superpuestas para facilitar la comparación de tratamientos.

Resistencia a la penetración

La medición de la compactación de un suelo o de sus horizontes puede hacerse de un modo directo o indirecto. Ya que la compactación afecta a la estructura se puede valorar indirectamente a través de la medición de la densidad aparente, propiedad con la que guarda una relación directa. Los agregados compactos (con menor porosidad) dan lugar a un suelo con mayor densidad aparente. La porosidad es un dato difícil de interpretar, pues no sirve de nada que haya mucha porosidad total en el suelo si la interconexión entre los poros y la distribución de los tamaños de estos no permite la penetración de las raíces o la transmisión del agua (Dorner *et al.*, 2009).

Así, se recomienda para completar el estudio emplear un método directo como es el del penetrómetro, el cual se realiza en campo y resulta relativamente fácil de llevar a cabo (Porta *et al.*, 2006; Motavalli *et al.*, 2003) aunque no tanto en suelos pedregosos. El penetrómetro manual empleado (Fotografía 1.21) es el modelo 06.01 de Eijelcamp, que permite estimar el nivel de compactación del suelo a diferentes profundidades.



Fotografía 1.21. Detalle de medición de la resistencia a la penetración del suelo con el penetrómetro en una de las parcelas de *Brachypodium distachyon* en otoño en el viñedo de Villaconejos

El procedimiento de uso consiste en hundir el penetrómetro en el suelo a una velocidad aproximada de 2 cm s^{-1} , tomando las lecturas del manómetro cada 5 cm de profundidad, este procedimiento se repite 5 veces en cada tratamiento. Cada lectura se dividió por el área base del cono (cm^2) para obtener la fuerza que hay que emplear para penetrar en el suelo en cada tratamiento. Se sabe que hay una relación lineal decreciente entre esa resistencia y el crecimiento en profundidad de las raíces.

$$\left[\frac{\text{Lectura (Newton)}}{\text{Superficie del cono (cm}^2\text{)}} \right] 10^{-3} = \text{Resistencia a la Penetración (kN cm}^{-2}\text{)}$$

En la interpretación de los datos, debe tenerse en cuenta que el uso de penetrómetros manuales con conos para detectar diferencias en las propiedades físicas del suelo debidas a la compactación depende de la humedad del suelo en el momento de la medida y en principio, puede estar influenciado por los posibles manejos del mismo (parámetro que se ha querido evaluar con este estudio; Motavalli *et al.*, 2003). En este caso se usó un cono de 1 cm^2 de superficie en el muestreo, debido a que en esta ocasión el suelo ofrecía más resistencia al encontrarse más seco.

Agregados estructurales del suelo

Para la determinación de la estabilidad estructural de los agregados del suelo, se tomaron 12 muestras superficiales de entre 0 y 10 cm de profundidad tomando alícuotas al azar hasta completar 1 kg. Se tomaron 4 bolsas para cada tratamiento, en los veranos de 2008, 2009 y 2010. Se tamizaron las muestras para seleccionar los agregados con tamaños comprendidos entre 4 y 4,75 mm de diámetro. Este diámetro ha sido seleccionado por más autores (Cerdá, 1998 y 2000; Boix-Fayos *et al.*, 2001) debido a que es un tamaño adecuado para el diámetro de gota usado con el “*Drop test*” (Imeson y Vis, 1984) elegido para conocer la estabilidad de estos agregados. Este rango corresponde a la fracción de macroagregados que está comprendida entre 2 y 5 mm según Porta *et al.* (2003) y más de $250 \mu\text{m}$ según el USDA (2001). Se ha elegido este tamaño porque los macroagregados reflejan mejor la influencia de las plantas y son más sensibles a los cambios del manejo de suelo que los microagregados (Cerdá, 1998), ya que los macroagregados se forman y destruyen a más velocidad. Por ello, los macroagregados son indicadores inmediatos de los cambios cualitativos del suelo (USDA, 2001).

Se seleccionaron al azar 50 agregados por cada una de las doce muestras. Estos agregados previamente se secaron al aire y se pesaron en una balanza de precisión. De estos agregados se extrajeron después los necesarios para realizar cada uno de los métodos que se detallan a continuación con el fin de establecer si los tratamientos con cubiertas vegetales aplicados habían inducido cambios en la estabilidad estructural, el volumen de poros interpedales y la cantidad de carbono orgánico de los mismos respecto a los agregados procedentes del control (laboreo tradicional).

Estabilidad estructural:

Se empleó el “test de la gota” o “Drop-test” (Imeson y Vis, 1984) que evalúa la resistencia del agregado al impacto de la gota de lluvia. Se escogió este método, y no uno de inmersión en agua, ya que es el que más se asemeja a las condiciones que ocurren en la naturaleza cuando las gotas de lluvia impactan contra los agregados.

Se diseñó y calibró un dispositivo dispensador de gotas que dejaba caer, en intervalos regulares de 1 segundo, gotas de 0,1 g de peso desde 1 m de altura sobre el agregado. Es importante que siempre se haga en las mismas condiciones, calibrando periódicamente el peso y ritmo de la gota, dado que la erosividad de las gotas depende de su energía cinética, y ésta es proporcional a su masa y al cuadrado de su velocidad (Brandt y Thornes, 1987). Siguiendo recomendaciones de otros autores que habían empleado este procedimiento (Cerdá, 2000), el experimento se debe repetir al menos con 20 agregados. Aún así, al principio se decidió hacerlo con un mayor número de agregados para asegurar la representatividad del experimento, 200 agregados en el primer año, número que se redujo en los años siguientes al comprobar que la variabilidad era lo suficientemente pequeña.

El hecho de que los agregados tengan una estructura más consolidada los hará más resistentes al impacto de la gota de lluvia, la ruptura o la disgregación, y esa es la primera fase del proceso erosivo. Con este test se obtienen dos medidas, CND (Counting Number of Drops: número de gotas necesarias para disgregar el agregado por completo) y TDI (Ten Drops Impact: porcentaje en peso del agregado que persiste tras el impacto de 10 gotas).

Porosidad intrapedal

Se realizó un experimento para medir la porosidad intrapedal, es decir, la porosidad presente en el interior de los agregados o peds. Esta fracción de la porosidad total se relaciona con la capacidad del suelo para retener agua, y representa la humedad guardada en el interior de los agregados y no la que puede encontrarse entre las caras de los agregados, grietas etc.

Para medir el volumen de los poros presentes en el interior de los peds, así como el de los propios agregados, se utilizó el método del petróleo (Busoni, 1997). La relación entre el volumen de poros y el volumen del agregado nos da el porcentaje de porosidad que contiene dicho agregado.

Para la determinación del volumen de poros se sumergieron los agregados durante 24 horas en petróleo, habiéndolos secado y pesado previamente. De este modo todos los poros de los agregados que estaban interconectados quedaban ocupados por el petróleo. Transcurridas 24 horas se pesaban. Por diferencia entre ambos pesos, se obtenía el peso del petróleo que estaba contenido en los poros, que dividido por la densidad del petróleo permitía conocer la porosidad del agregado.

Para la determinación del volumen del agregado se emplea el Principio de Arquímedes. Se pesa en una báscula de precisión un vaso de precipitado con 50 ml de petróleo con un portamuestras suspendido en el aire, pero sumergido en el petróleo de dicho vaso. Una vez tarado el peso de dicho conjunto, se sacaba el portamuestras con

cuidado de que no goteara nada fuera del vaso de precipitados y se colocaba un agregado en su interior, volviéndose a determinar el nuevo peso. Como el portamuestras y la propia muestra no añadían peso al sistema puesto que estaban suspendidos, la diferencia de peso se debía al volumen desplazado que aumentaba la altura de la columna de petróleo y repercutía en la medida de la báscula. El volumen del agregado se calcula mediante la relación:

$$\delta_{\text{petróleo}} = M_{\text{petróleo}} / V_{\text{agregado}}$$

Determinación del carbono orgánico total

El contenido de materia orgánica en los agregados se determinó valorando el carbono orgánico por ignición con el método Loss on Ignition, (Schulte y Hopkins, 1996). Este método puede llevar a una sobrestimación de la materia orgánica en las muestras de suelo (Cambardella *et al.*, 2001) pero se considera adecuado para la medición de materia orgánica total del suelo en agregados y se han encontrado altas correlaciones con el método de Walkley-Black (Varella-Escosteguy *et al.*, 2007). La temperatura y el tiempo de combustión de las muestras son valores críticos (Schulte *et al.*, 1991) y deben ser estandarizados (Konen *et al.*, 2002). Hay otro factor a tener en cuenta con la temperatura a aplicar, y es que con suelos ricos en carbonato cálcico como es el caso, se puede dar una sobrestimación del resultado si no se elige la temperatura correcta. Salehi *et al.* (2011) evaluaron esta problemática del método usando un amplio rango de suelos con diferentes contenidos en carbonato cálcico y obtuvieron que con altas temperaturas se puede sobrestimar el resultado. Para evitarlo no deben sobrepasarse los 360°C. Observaron que, además de necesitar menos cantidad de energía eléctrica, con dicha temperatura se quema la mayor parte del carbono orgánico pero destruyendo la menor parte de carbono inorgánico, a la vez que se pierde un mínimo de agua estructural de la arcilla del suelo.

Las muestras secas (24 h a 105°C) se introducían en un horno mufla durante 2 horas a 360°C, y posteriormente se llevaban de nuevo al horno a 105°C durante 2 horas, se sacaban y se dejaban templar en una campana desecadora para proceder a su pesado.

La pérdida de carbono por ignición se calculó según la ecuación:

$$\text{LOI (g kg}^{-1} \text{ de Carbono orgánico)} = (P_1 - P_2) * 1000 / P_1$$

P₁ peso del suelo seco en estufa;

P₂ peso del suelo tras combustión en mufla

Infiltración

Para medir la infiltración hay diversos métodos, como son los simuladores de lluvia y los diversos tipos de infiltrómetros. En la bibliografía se comprueba que los infiltrómetros pueden arrojar valores superiores de infiltración en comparación con la simulación (García-Ormaechea *et al.*, 2003). En este trabajo se han empleado ambos métodos.

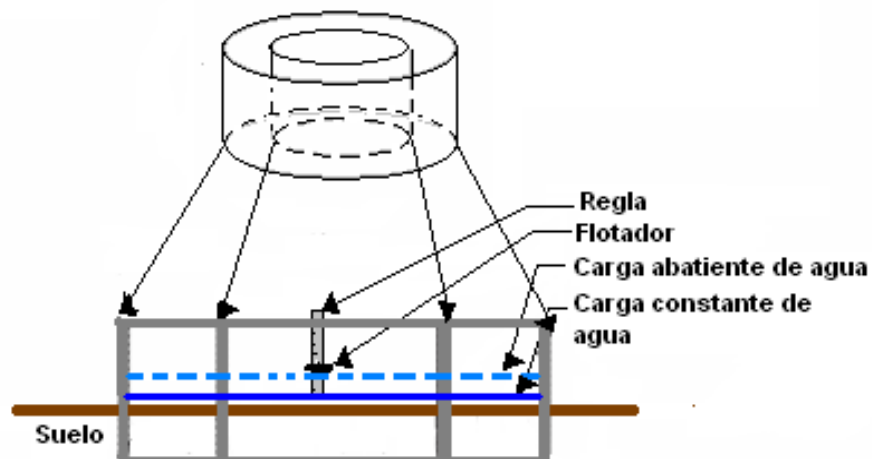


Figura 1.10. Esquema del infiltrómetro de doble anillo

Se emplearon infiltrómetros de doble anillo (Figura 1.10) en Campo Real, único viñedo donde se disponía de un suministro de agua cercano. Esta prueba se llevó a cabo en todos los tratamientos, al tercer año de la instalación de las cubiertas, con el fin de evaluar cambios en la velocidad de infiltración inducidos por las cubiertas vegetales con respecto al tratamiento tradicional (Fotografía 1.22). El momento apropiado para estos ensayos era en verano, cuando el suelo está muy cercano al punto de marchitez.



Fotografía 1.22. Infiltrómetro en campo en el momento de realizar el test

Al tratarse de un terreno muy pedregoso, en el que fue muy complicado trabajar cilindros de 25 y 45 cm de diámetro del infiltrómetro de doble anillo, se optó por un método alternativo para el cuarto año, como es el método de anillo sencillo (USDA; 2001) (Figura 1.11). Este método dió resultados por exceso, puesto que no se impedía el flujo lateral, pero permitió obtener datos comparativos sobre la influencia de los distintos manejos del suelo, a la vez que facilitó un mayor número de repeticiones. Para

ello se empleó un cilindro de 5 cm de diámetro, que se cubría con una lámina de plástico para no alterar la superficie del suelo, y sobre ella se vertían 50 ml de agua. Una vez vertida el agua, se retiraba el plástico y se anotaba el tiempo que tardaba el agua en infiltrarse. Esta operación se realizó 10 veces en cada punto y se repitió otras 10 veces en cada tratamiento para garantizar la fiabilidad de las lecturas.

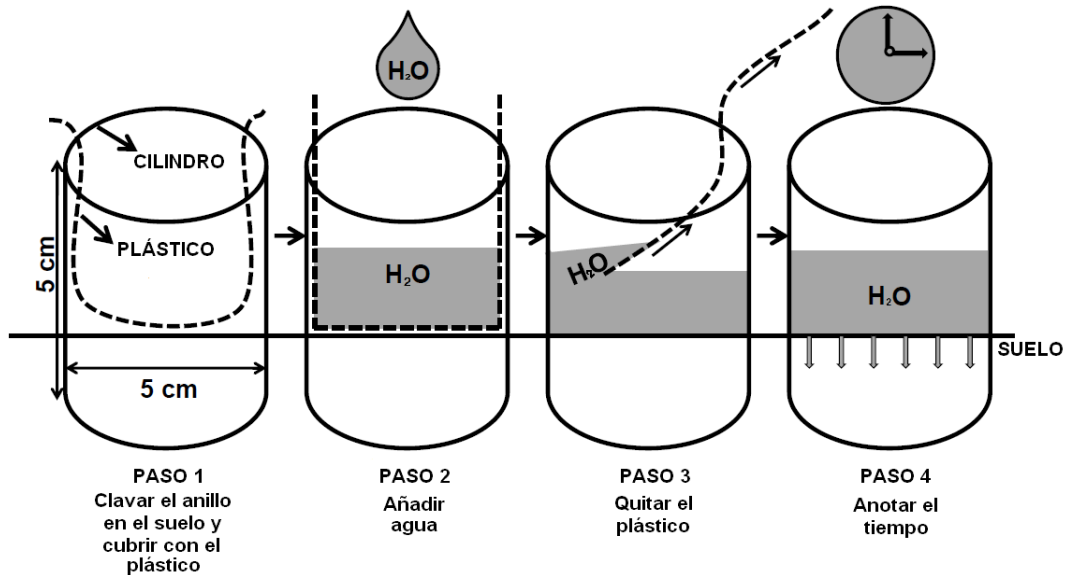


Figura 1.11. Esquema del método de cilindro sencillo

Para la superficie del cilindro elegido para esta prueba, el aporte de 50 ml equivale a 25 mm de pluviometría, y el frente de humectación que se alcance definirá el límite superior de la sección de control del suelo. El tercer aporte de 50 ml, representa una pluviometría de 75 mm. La sección de control de suelo es aquella capa con una capacidad de agua disponible de 50 mm. El espesor de suelo que se alcanzaría con estos aportes de agua es variable en función de la textura, aproximadamente entre 10 y 30 cm para texturas finas, entre 20 y 60 para texturas medias, y entre 30 y 90 para las arenosas (Lázaro *et al.*, 1978; Figura 1.12).

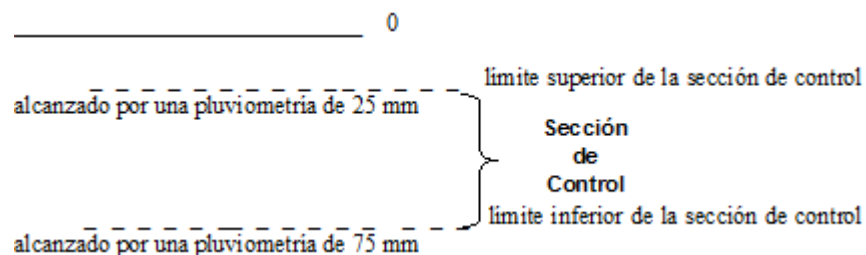


Figura 1.12. Esquema de la sección de control del suelo.

1.6.4. Métodos Objetivo 4:

“Estudiar la repercusión de los tratamientos propuestos en la producción de las vides para evaluar su aplicabilidad por parte del agricultor. Evaluar la percepción que los agricultores tienen de la erosión y su disposición a adoptar medidas para prevenirla”

Producción

Se realizaron vendimias selectivas en las tres localidades a lo largo del mes de septiembre tras el primer y el segundo años de tratamiento. La vendimia fue realizada por los propios investigadores (Fotografía 1.23) pero en la fecha que establecía el agricultor, y por tanto simultáneamente al resto de la plantación.

Se vendimiaron las filas que tenían un mismo tratamiento a ambos lados de la misma. En dichas filas de vides se seleccionaron 5 grupos - o repeticiones - de 10 cepas por cada tratamiento (50 plantas en total para cada viñedo).

Se pesó la uva total vendimiada de cada repetición, y se contó el número de racimos por cepa vendimiada, para valorar si los tratamientos habían mermado o no la producción.



Fotografía 1.23. Vendimia del año 2009 en el viñedo de Villaconejos. Varias cajas con la producción de uva de cada repetición.

Visión de los agricultores

En una primera etapa de trabajo se realizaron en total 30 entrevistas en profundidad a los siguientes agentes con el fin de recoger información relevante que después sería utilizada para diseñar las encuestas:

- 25 viticultores de la Comunidad de Madrid. Se mantuvieron conversaciones a lo largo de las cuales se comentó el grado de preocupación actual por la degradación de los suelos y su disposición a adoptar medidas para paliarlo y en qué circunstancias. Se tuvieron en cuenta variables como: edad, si el viticultor era socio de cooperativa o bodeguero, si el viticultor tenía su viña de tradición familiar o si era un viticultor de reciente instalación y procedente de otro sector distinto del primario y si el manejo era ecológico.
- representantes de los intereses de los agricultores en las tres Organizaciones Profesionales Agrarias reconocidas en la actualidad: ASAJA, COAG Y UPA.
- responsables de la administración en la aplicación de las políticas agroambientales a fin de conocer la posición de la administración sobre la problemática y el grado de seguimiento que los agricultores, viticultores en este caso, habían tenido en la lucha contra la erosión, tanto desde el cumplimiento de las Buenas Prácticas Agrarias como del Reglamento de la Condicionalidad R.D 235/2004.
- técnicos concededores de la producción vitivinícola.

Las respuestas obtenidas en esta primera fase de trabajo de campo permitieron elaborar un cuestionario estructurado en 23 preguntas relacionadas con la estructura de edad, ocupación, extensión de fincas, tipo de explotación, y otras relacionadas más concretamente con su percepción de la erosión y degradación del suelo para alcanzar a un mayor universo de viticultores. Durante 3 meses se entrevistaron 64 personas que respondieron al cuestionario en las tres subzonas vitivinícolas Arganda, Navalcarnero y San Martín de Valdeiglesias.

Las preguntas de este cuestionario se recogen en el **Anexo 1**.

1.7 Estructura de la tesis

El presente capítulo pretende aportar una introducción general a la tesis así como una descripción detallada de los métodos empleados.

A continuación, se desarrollan cuatro capítulos. Cada capítulo corresponde a uno o varios artículos científicos publicados o en proceso de revisión en revistas científicas de impacto, o en libros o revistas revisadas por pares. Cada artículo se centra preferentemente en alguno de los objetivos de la tesis y ofrece los resultados obtenidos. Dado que en estos capítulos se ha conservado la estructura tal y como aparece en las publicaciones, puede haber redundancia en el apartado de material y métodos debido a las inevitables similitudes en la descripción del área de estudio, el diseño experimental y parte de la metodología empleada. A continuación se detalla la correspondencia de cada capítulo con los objetivos específicos de esta tesis.

El **Capítulo 2** se centra en la influencia de las cubiertas vegetales en la humedad del suelo y la escorrentía para evaluar su influencia en la disponibilidad del agua, así como en el análisis de la pérdida de suelo, de materia orgánica y de nutrientes. Todo ello en los tres viñedos de estudio (objetivos 1 y 2).

Estos viñedos han experimentado diferentes condiciones meteorológicas, y son geomorfológica y edafológicamente diferentes, se estudia, por tanto la reproducibilidad de los resultados obtenidos en distintas circunstancias y se evalúa su implicación en la producción de los viñedos (objetivo 4).

Publicaciones:

Marques M.J., Ruiz-Colmenero M., Bienes R., 2009. Runoff and ground moisture in alternative vineyard cultivation methods in the center of Spain. In: Agricultural Runoff, Coastal Engineering and Flooding. Christopher A. Hudspeth and Timothy E. Reeve (Eds) NovaScience Publishers. ISBN: 978-1-60741-097-3. pp.137-152.

Ruiz-Colmenero, M., Bienes R., Marques M.J., 2011. Soil and water conservation dilemmas associated with the use of green cover in steep vineyards. Soil and Tillage Research 117: 211-223.

El **Capítulo 3** profundiza en el análisis del proceso erosivo mediante la lluvia simulada (objetivos 1 y 2). Dado que la principal pérdida de suelo suele producirse en unos pocos eventos de intensidad elevada y frecuencia plurianual, se empleó la lluvia simulada para valorar la eficacia de las cubiertas propuestas en eventos fuertes en el único viñedo donde había un fuente cercana de agua disponible: Campo Real. Mediante la lluvia simulada se pretende analizar en detalle la evolución del proceso de pérdida de sedimentos, generación de escorrentía y pérdida total de suelo en suspensión, y comprobar qué relación tiene con las diferencias de cubierta vegetal y las distintas labores que implican los tratamientos en cada ensayo. Las lluvias simuladas se realizaron en dos circunstancias diferentes, antes del laboreo e inmediatamente después del mismo, para obtener así información sobre el impacto del manejo del suelo en la pérdida de suelo por erosión hídrica.

Publicación:

Ruiz-Colmenero, M., Bienes R., Eldridge, D.J., Marques M.J., 2012. Cover crops reduce the effect of high intensity storms in Mediterranean vineyards. Agricultural water management, En revisión.

El **Capítulo 4** detalla las características estructurales del suelo en los distintos tratamientos. Dos años son un periodo demasiado corto para apreciar cambios significativos en la estructura del suelo, y consecuentemente en la relación suelo-agua. Se emplea por lo tanto, el viñedo de Campo Real, cuyo periodo de estudio de cuatro años fue el más largo. Se pretende dar respuesta a los objetivos 1 y 3.

Publicación:

Ruiz-Colmenero, M., Bienes R., Eldridge, D.J., Marques M.J., 2012. Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. Catena, Aceptado, Octubre 2012.

El **Capítulo 5** aborda la aplicabilidad real de los tratamientos propuestos. Ofrece los resultados de la encuesta realizada a los agricultores para conocer su percepción sobre los procesos erosivos y su disposición para utilizar cubiertas vegetales para paliarlos. Se pretende dar respuesta al objetivo 4.

Publicación:

Marques M.J., Velasco A., Ruiz-Colmenero M., Cuadrado, J., Bienes R., 2010. Sustainable Land Management in steep Vineyards in central Spain. The vision of Land Users. In: Action of rain and wind in soil degradation processes. Donald Gabriels, Jan Vermang (Eds.). UNESCO Chair of Eremology. Ghent. September 2010, pp. 118-124.

En el **Anexo 2** se incluyen las portadas originales de los capítulos que ya han sido publicados así como las pruebas de envío en el caso de los capítulos que han sido enviados para su posterior publicación en una revista.

Para terminar, en el **Capítulo 6** de esta tesis se hace un balance final, síntesis, que recopila y resume las evidencias obtenidas en todas las publicaciones para constituir después las Conclusiones generales incluidas en el **Capítulo 7**

Los resultados obtenidos se han presentado también en diversos congresos nacionales e internacionales que se adjuntan en el **Anexo 3**, se trata de visiones más detalladas de algunos aspectos concretos de los trabajos desarrollados a lo largo de periodo de realización la tesis doctoral.

CAPÍTULO 2.

EROSIÓN, ESCORRENTÍA Y HUMEDAD DEL SUELO

La disponibilidad del agua es el aspecto crítico que condiciona la aplicabilidad de las cubiertas vegetales en viñedos de secano. El **capítulo 2.1** muestra los resultados obtenidos al comienzo de esta tesis para el periodo 2006-2007 en el viñedo de Campo Real. Analiza el efecto de las cubiertas vegetales en la dinámica del agua, a través de la evaluación de la humedad y la escorrentía.

Tras comprobar durante el primer año de implantación, que las cubiertas suponen una reducción del contenido de humedad en el suelo en comparación al laboreo tradicional en el primer viñedo, se amplió el estudio incluyendo otros dos viñedos de la misma zona vitivinícola, todos ellos de secano y en pendiente. El estudio preliminar también había revelado una escasa incidencia de las cubiertas en la escorrentía y una incipiente protección del suelo. A lo largo del **capítulo 2.2** se amplían las variables consideradas susceptibles de ser alteradas tras la implantación de las cubiertas. Además de la escorrentía generada a escala anual, se estudian la pérdida de suelo, los cambios en el contenido en materia orgánica y en nutrientes del suelo superficial. Se hace especial hincapié en el contenido volumétrico de humedad del suelo a lo largo del ciclo fenológico de la vid considerando también las consecuencias en la producción de uva.



*Comparación entre una calle con cubierta vegetal (*B. distachyon* agostado) y otra de laboreo tomadas en el viñedo de Campo Real, donde se puede apreciar la diferencia en el vigor de las vides.*

CAPITULO 2.1. ESCORRENTIA Y HUMEDAD DEL SUELO CON MANEJOS ALTERNATIVOS AL LABOREO TRADICIONAL EN VIÑEDOS DEL CENTRO DE ESPAÑA

Resumen

En el mediterráneo las mejores tierras han sido dedicadas al cultivo del cereal, base de la alimentación, quedando los olivares y viñedos relegados a tierras más degradadas y con geomorfologías más abruptas. Los manejos tradicionales de estos cultivos tienden a dejar el suelo desnudo gran parte del año, lo que conlleva a la intensificación de los procesos de escorrentía, la erosión y la degradación del suelo. La importancia económica de la agricultura es innegable, ya que provee empleo en zonas rurales y hay áreas cuya economía se basa únicamente en este sector. El uso de alternativas al laboreo tradicional para este tipo de cultivos localizados con frecuencia en pendiente es una prioridad. Las cubiertas vegetales ya se utilizan en zonas con climas más húmedos donde el agua no es un factor limitante, pero no es tan común en regiones con climas semiáridos. Gracias a la biomasa generada por las cubiertas, este manejo puede ser un método efectivo para el control de la erosión y para incrementar el contenido de materia orgánica en el suelo. El viñedo de estudio, Campo Real, se localiza en una zona semiárida, al sureste de Madrid. Su superficie es de 2 ha y se dividió en 3 manejos: laboreo tradicional de la zona de estudio consistente en dos o tres pases superficiales en primavera y un pase más profundo a finales de otoño; una cubierta permanente en la que se permite que se autoresiembre (*Brachypodium distachyon*) y otra cubierta sembrada que se siega anualmente por lo que es necesario instalarla nuevamente cada invierno (*Secale cereale*). Los datos medios de humedad del suelo para los diferentes periodos del ciclo de crecimiento de las vides muestran que la cubierta de *B. distachyon* presentó en profundidad (35 cm) menor humedad del suelo que los otros dos tratamientos desde primavera hasta otoño, lo que se debió al consumo de agua que realizaron las cubiertas en estas estaciones del año. La escorrentía anual fue similar para el tratamiento con suelo desnudo y con *B. distachyon*, equivalente al 8% de la lluvia total en ambos; la escorrentía en el tratamiento de *S. cereale* fue algo mayor, un 9%. Se comprobó que en el caso del tratamiento con suelo desnudo las consecuencias de una tormenta particular dependen del tiempo transcurrido desde la última labor.

Palabras clave: humedad volumétrica, precipitación, escorrentía, cubiertas vegetales, laboreo, viñedo

RUNOFF AND GROUND MOISTURE IN ALTERNATIVE VINEYARD CULTIVATION METHODS IN THE CENTER OF SPAIN

Este capítulo reproduce el texto del siguiente capítulo de libro publicado:

Marques M.J., Ruiz-Colmenero M., Bienes R. 2009. Runoff and ground moisture in alternative vineyard cultivation methods in the center of Spain. In: Agricultural Runoff, Coastal Engineering and Flooding. Christopher A. Hudspeth and Timothy E. Reeve (Eds) NovaScience Publishers. ISBN: 978-1-60741-097-3. pp.137-152.

Abstract

In the Mediterranean the best lands have gradually been dedicated to the growing of cereals, as this is the foundation of the public's diet, leaving the worst, most degraded and generally sloping areas for vineyards and olives. The traditional management of these two agricultural products also tends to keep the ground bare, thereby intensifying runoff, erosion and soil degradation. The sector's economic importance is undeniable, given that in producing areas it is the foundation of the economy and rural employment. The use of alternative bare soil management methods for this type of crop grown on slopes is a priority. The vegetable coverings have already been tried out in more humid countries, but it's not very common in semiarid regions. Thanks to the biomass generated by the coverings, it is an effective method for erosion control and to increase the organic matter content in soil. But one must keep in mind that the coverings necessarily establish a relationship with the crop. Among others, one must point out the competition for nutrients and, above all, for water at certain times of year. In semi-arid climates, this aspect is crucial. This chapter aims to explore how these vegetable coverings affect water dynamics, measuring the soil moisture and the runoff generated over the course of one year, and if a clear competition effect exists for water, which could damage not irrigated vineyards. The vineyard in this study is dryland, located in the center of Spain, near Madrid. Its surface (2 ha) was divided following three treatments: Traditional tillage, Grass sowing using *Brachypodium distachyon*, and using rye (*Secale cereale*). The average soil moisture data for the different periods of the vine's growth cycle show that the live cover of *B. distachyon* treatment presented less moisture than the other two treatments at 35 cm depth in spring and during the autumn buds due to water consumption. The grape production of this treatment is less than the other two. The runoff annual totals showed that the Bare soil treatment is similar to that of the *B. distachyon* treatment, equivalent to 8% of the total rainfall; the runoff of the *S. cereale* treatment was 9%. Regarding the Bare soil, the consequences of a certain storm depend on the time elapsed since the soil was last tilled.

Keywords: volumetric moisture, precipitation, runoff, vegetal cover, tillage, vineyard

2.1.1. Introduction

Across the European Union, agricultural terrain covers a substantial proportion of the land area (46%) with 24 % of arable lands, including 5.7 % for orchards and vineyards, which are traditionally worked using bare soil techniques (Van Camp *et al.*, 2004). In Spain there are some 2 million hectares of olive groves and 1 million hectares of vineyards (data from the National Institute for Statistics in 2005). This is the largest vineyard area, by percentage, in the world. Viticulture is a mainstay of the economies of many Mediterranean climates around the world, and Spain is no exception, with its wine sector representing some 5% of the national food industry (Medrano *et al.*, 2007).

Traditional vineyard management methods using bare soil allow for greater production. It may even be said that maintaining the soil bare is an essential part of exploiting the soil, since it has been determined that of the four most important factors in the success of such a crop, namely pruning, irrigation, fertilization and weed control, the latter exerts the most influence on yield during the first few years (Zabadal *et al.*, 1991).

Unfortunately, the absence of vegetation cover on gradients results in high rates of water runoff and soil loss due to water erosion. It is not uncommon to find olive groves and vineyards either on or near sloping terrain. It is necessary to find alternatives to managing such crops (Montanarella, 2006). In traditional bare soil management, water erosion leads to a reduction in the permeability of the soil to rainwater (Green *et al.*, 2003; Mahmood and Latif, 2003), mainly due to crusting (Augeard *et al.*, 2005; Battany and Grismer, 2000). It is necessary to note as well the chronic lack of organic material present in these marginal farming soils. Even the Thematic Strategy for Soil Protection in Europe has established a link between poor organic material in the soil and water erosion in certain Mediterranean areas of France, Italy and Spain (Van Camp *et al.*, 2004), which tends to aggravate the conditions needed to maintain productivity.

Published water runoff rates for vineyards are quite variable, as they depend on several factors, such as weather conditions, the gradient, the type of soil and how it is worked, etc. Published values range from 3% (Ramos and Martínez Casasnovas, 2006a), to 15% (Mekki *et al.*, 2006), and even up to the 59% cited in Bini *et al.* (2006). Its consequences are diverse and, in Europe, include sedimentation and obstruction in rivers, in the silting of downstream reservoirs, in the loss of soil productivity and loss of nutrients (Ramos and Martinez-Casasnovas 2004, 2006b), since runoff takes with it organic material and nutrients, along with undesirable elements or molecules (Bini *et al.*, 2006; van der Perk and Jetten, 2006) such as metals (Riboldi *et al.*, 2002; Boy and Ramos, 2005; Fernandez-Calviño *et al.*, 2008), pesticides and herbicides (Spahr *et al.*, 2000). Also swept away with the runoff are particles suspended in the water, for which figures as high as 56 mg L⁻¹ have been published for rivers as a consequence of runoff from the drainage basins of vineyards (Leib *et al.*, 2005).

There are several options for preventing soil degradation on gradients, such as planting following the contour line, or the creation of traditional terraces. These age-old practices are sometimes ignored or abandoned due to increased labor costs (Dunjó *et al.*, 2003; Zalidis *et al.*, 2002).

The classification used by the Ministry of Agriculture in Spain to agrologically characterize soils notes that difficulties can be encountered when trying to work soil on gradients in excess of 10%, and establishes an upper limit on gradients of 20% for working soil. A 50% value is set for those soils which do not allow for any kind of exploitation outside of a natural reserve.

The use of vegetation cover between the rows of vineyards not only halts erosion, but also has other positive consequences on the soil, such as a reduction in bulk density, an increase in its ability to retain water, an increase in biological activity (Sisa *et al.*, 2000), and others. The European Thematic Strategy for Soil Protection (Van Camp *et al.*, 2004) not only encourages the use of temporary or permanent vegetation cover to protect the soil, but also notes that the growth of green manures/catch crops may be limited to soil with a sufficient supply of water. Where low precipitation limits soil moisture, winter cover crops will compete with the main crops for available water.

In addition to preventing erosion, a decrease in runoff can affect the moisture content of soil. Infiltration rates are often calculated as the difference between rainfall and runoff. The water that escapes through runoff does not infiltrate the soil, thus leading to a lower moisture content.

From a viticulture standpoint, less than optimal water conditions, typical of Mediterranean climates, maintain a certain water deficit that maximizes the quality of the wine. Along with the use of Regulated Deficit Irrigation in watering the vines, the water condition of the vines should be considered if the use of vegetation cover is to be employed to control erosion in semiarid areas. This is because many Mediterranean vineyards are in areas which receive less than 400 mm of rainfall annually. The coexistence of the requirement for maximum water with the period of maximum water stress could result in the use of vegetation cover being harmful due to the crop's greater need for water. Generic potential evapotranspiration (PET) data can be used to assess the limit at which the water deficit could harm the plant; the soil moisture can be measured directly, but the most expedient approach is to determine the water status of the plants *in situ* (Linares *et al.*, 2007). One of the most commonly used indicators is the measurement of leaf water potential with a Scholander chamber. This potential is the work required to be supplied per unit mass of water in the soil or in the plant tissues to obtain free water values at the same temperature and at atmospheric pressure. The measurement of the leaf water potential can be used as an indicator of the suitability of the use of vegetation cover in semiarid environments.

Doubts regarding the impact of vegetation cover in vineyard production, along with difficulties in changing the traditional habits of farmers (Alexandratos, 1995) keep these practices from being fully implemented. This could be addressed by making the results of specific applications in different geographical settings known.

In this chapter we provide information for determining whether the use of vegetation cover in the semiarid environment of the mid-Iberian peninsula could contribute to protecting the soil of vineyards on gradients without depleting yields.

2.1.2. Materials and Methods

The area studied is in the “Vinos de Madrid” Designation of Origin area in the southeast of Madrid province, where the vineyards are situated on gypsum and limestone marl, usually on marginal soils. As for the climate, according to data from the nearest meteorological station (Figure 2.1.1), the average annual temperature is 14° C, with an average annual rainfall of 378 mm. Summers tend to be very hot, and give rise to convective storms that result in erosive episodes at a time when the soil is dry and unprotected by vegetation. During the year in the study, total rainfall amounted to 348 mm, similar to the annual average, but with a different distribution, with a very wet spring followed by a normal, dry and very dry summer, autumn and winter, respectively, as shown in Figure 2.1.1.

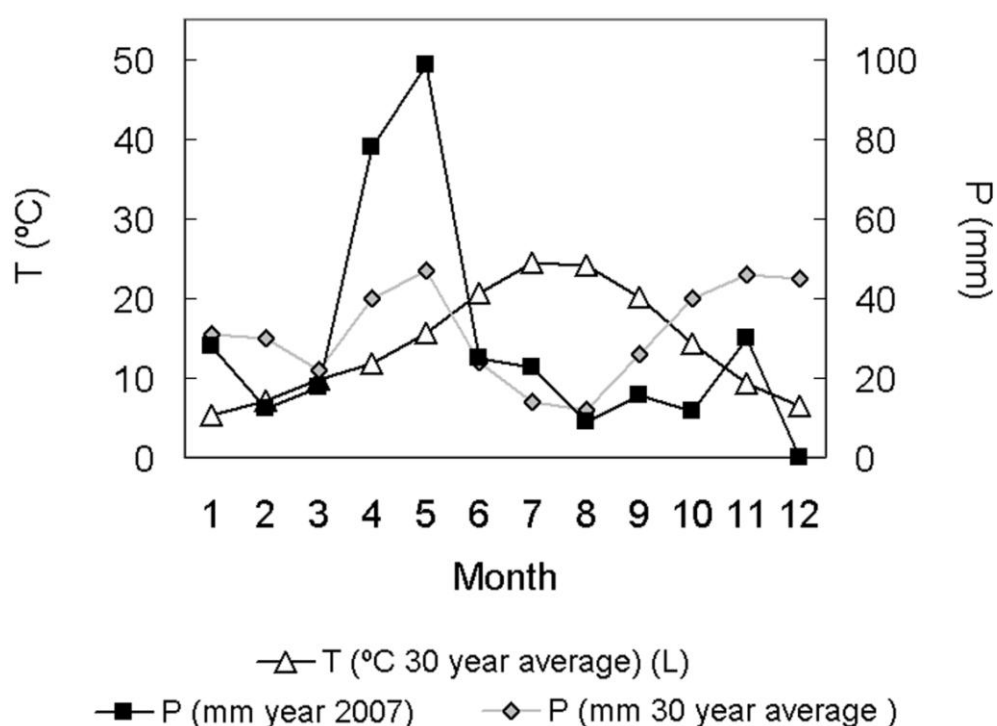


Figure 2.1.1. Climatic characteristics of the study area. Data from the Meteorological State Agency (AEMET, 1971-2000 Series. (Torrejón. Madrid. Spain. 40° 29' N – 3° 27' W).

The vineyard in question is located near the village of Campo Real (40° 21' N – 3° 22' W), at an elevation of 800 m, in a ridged area with soil classified as Calcic Haploxeralf (SSS, 2010), with a clay loam texture and stony. The average gradient is 12 ± 2%. Table 2.1.1. lists some of the parameters for the soil in the study.

Since its planting in 1992, the vineyard has been worked using the traditional tillage in the region. The rows of vertically trellised vines face in the direction of the gradient. They are tilled using a chisel plow that digs some 10-12 cm into the soil. Two or three passes are made in the spring depending on the rainfall, with a deeper pass made in autumn.

This chapter provides the measurements for runoff and soil moisture for three types of techniques: a) traditional tillage; b) sowing of rye *Secale cereale* (70 kg ha⁻¹) cut in spring; and c) sowing of *Brachypodium distachyon* (40 kg ha⁻¹) that is allowed to self-sow.

Table 2.1.1. Mean and Standard Deviation (n=9) of different Soil characteristics at 0 – 10 cm depth

<i>Soil parameters</i>	<i>Mean</i>	<i>S.D.</i>
Slope (%)	14	2
Texture	Sandy clay loam	
Sand (%)	58.6	10.5
Silt (%)	17.8	5.8
Clay (%)	23.6	5.3
Field capacity	24.1	3.7
Wilting point (%)	10.4	1.9
Organic Matter (%)	1.34	0.10
CO ₃ ²⁻ (%)	26.8	8.5
Active Limestone (%)	12.5	7.6
Bulk density (g cm ⁻³)	1.2	0.07
Soil Density (g cm ⁻³)	2.40	0.04
pH	8.7	0.10
EC 1:2.5 (mmhos cm ⁻¹)	0.25	0.09
Ca (cmol+/kg)	19.8	2.0
K (cmol+/kg)	1.08	0.03
Ca (cmol+/kg)	17.35	2.90
Mg (cmol+/kg)	1.06	0.25
Na (cmol+/kg)	0.04	0.01
CEC (cmol+/kg)	20.00	4.45

The *Secale cereale* was sown with a seeder with an 8-cm distance between rows. Smaller seeding rates, around 15% have result in a vegetative cover of 32% (Olmstead *et al.*, 2001), that we consider insufficient for soil protection. The *Secale* is cut in spring, although the resulting chaff was left on the ground. This is because given this species' need for water, it is assumed *a priori* that it will compete more with the vines than *Brachypodium distachyon* which, though also a grass, is short (25 cm at maturity). The *B. distachyon* was sown manually since the elongated shape and low weight of the seeds was causing them to jam in the seeder. This grass has low water requirements, and has proven to be suitable in olive groves in the south of Spain (Saavedra and Alcántara, 2005), which is why the *B. distachyon* was allowed to complete its annual cycle and self-sow.

Each treatment was repeated successively every three of the vineyard's 66 rows, which covered a total of 2 ha (Figure 2.1.2). A total of nine 2-m² (4 x 0.5 m) erosion plots were set up in the center of the vineyard rows, three in each treatment.



Figure 2.1.2. Test set-up. The treatments were repeated every 3 of the vineyard's 66 rows. The test row was in the center, with the two edge rows situated on either side. The picture shows the center of the three rows with the *B. distachyon* treatment. To the left are three rows with bare soil, and to the right three rows with recently cut *Secale cereale*. The erosion plots are in the center of the test rows. There are a total of 9 plots, three in each treatment.

A Gerlach-type trough was placed at the base of each plot and connected using a tipping gauge that tipped every 80 ml of runoff and generated an electrical signal recorded by a Decagon Em50 data logger at 10-minute intervals. Also connected to this data logger were two 35-cm long ECH₂O moisture sensors, one at a depth of 10 cm and the other at 35 cm, half a meter away horizontally from the first. There was also a rain gauge next to the plots in order to measure rain, with a resolution of 0.2 mm seg⁻¹.

The bulk density of soil crusts was measured by immersing the samples in petroleum (Busoni, 1997).

Evotranspiration can be used to determine the water requirements of the treatments, as it has been shown that over 99% of the water absorbed by plants is lost by evaporation and transpiration at the plant's surface. Crop evapotranspiration is mainly determined by climatic factors and hence water consumption can be estimated with reasonable accuracy using meteorological data (Wample and Smithyman, 2002).

The leaf water potential was also measured and combines in one reading the soil's water potential with a set of related values such as precipitation, the planting structure, the distribution of the roots, the depth, texture and moisture of the soil, the PET rate, etc. (Linares *et al.*, 2007).

2.1.3. Results and Discussion

Data on monthly precipitation and the monthly runoff and average monthly soil moisture for 2007 are provided. The *Secale* sprouts faster than the *B. distachyon*, at around 20-30 days. Starting in March, the differences in the three treatments became noticeable, since until then the soil in all three could be considered bare, as in all three

cases, the amount of cover was less than 15%. The top part of Figure 2.1.3 shows the monthly rainfall throughout 2007, as well as the runoff generated each month. In addition to precipitation, the most important factors in determining the soil moisture content are the tilling process and the vegetation cover. According to some studies (Hebrard *et al.*, 2006), there is no correlation between the spatial variability in the soil moisture and local effects such as insolation, the gradient or the texture of the soil.

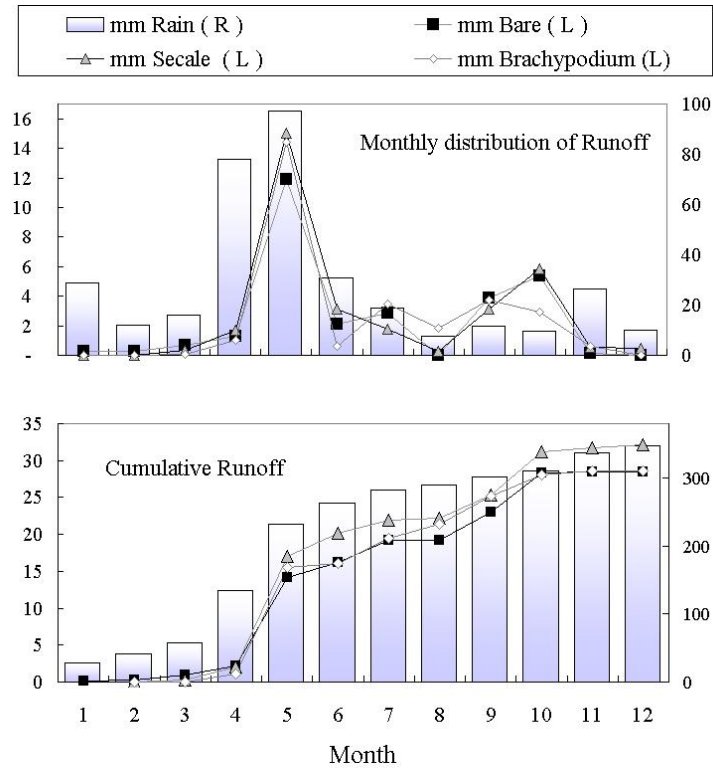


Figure 2.1.3. Plot of Means of rainfall, in the Right Axis and runoff (mm) for the different treatments, in the Left Axis.

In general, we can note from the figure that the runoff was proportional to the rainfall in all the treatments, although a considerable amount of runoff was occasionally recorded with moderate amounts of rain. Note in Figure 2.1.3, for example, the 6-mm runoff recorded in October with barely 10 mm of rainfall. Contrast this to the November values which show rainfall in excess of 27 mm and a runoff below 2 mm. In order to explain these monthly differences, we must keep in mind that runoff is not affected solely by precipitation, but rather by the intensity and duration of the most significant storms present during the period in question. For example, on October 1st, 8.2 mm of rain fell in 5 hours, with an average intensity of 36 mm h⁻¹. The runoff generated was 0.63, 0.57 and 0.29 mm in *Secale*, bare soil and *B. distachyon*, respectively, or, put another way, runoff rates of 7.7, 6.9 and 3.5 %. In contrast, the rainfall on November 22nd totaled 27 mm but it lasted 37 hours, with an average intensity of 6 mm h⁻¹, resulting in hardly any runoff, less than 0.1 mm in the three treatments, equivalent to runoff rates of around 1%. Something similar occurred with rainfall in April, which totaled 78 mm but over a period of 12 days of light or moderate rain, which only generated small amounts of runoff.

It seems that the differences in infiltration during normal periods of rain are slight, and only become apparent during the storms that are so frequent in this type of climate, as has been noted by other authors (Ferrero *et al.*, 2002). The intensity and consequences of the storm that took place on May 20th, in which 43 mm fell in just 4.5 h, with intensity peaks of over 200 mm h⁻¹ lasting a few minutes, is of particular interest. This storm generated considerable runoff (Table 2.1.2), which resulted in an average runoff rate of 25%.

The control treatment had been tilled and the rows of the *Secale* treatment had been harvested just ten days before this storm. The loss of soil was high as well, with the tilled soil in two of the three experimental plots silting up, which disrupted the automatic runoff measurement system. Before then, however, maximum 10-minute runoff rates of between 19 and 22 liters per plot had been recorded, as shown in the table. The maximum runoff rates were 0.96, 0.98 and 1.12 mm per minute in *B. distachyon*, bare soil and *S.cereale*, respectively.

Also noteworthy was the fact that the sediment yield was considerably lower in the *S.cereale* and *B. distachyon* treatments, with 19 and 26 g m⁻² event⁻¹ being recorded, respectively, compared with the at least 786 g m⁻² event⁻¹ for bare soil (Marques *et al.*, 2008a).

Note the accumulated runoff and rainfall amounts in Figure 2.1.3 below. Until about April, the runoff data were similar for all the treatments. After the May storms, however, a greater amount of runoff in the rye crop is noticeable, becoming more apparent starting in autumn. This crop finished the year with an accumulated runoff equivalent to approximately 9% of the annual rainfall. The reason for the lower infiltration was the sealing of the soil, given that during severe storms, the chaff is swept up by the coursing water, leaving the rye stalks practically perpendicular to the soil surface and some 50% of the soil bare and with a layer a few millimeters thick in which the bulk density is far above that of the subsoil, on the order of 1.2 g cm⁻³ (Table 2.1.1). For example, the May storms left a 0.8-1.8 mm thick crust on the soil, with a bulk density of 1.71 ± 0.15; 1.65 ± 0.23 and 1.65 ± 0.15 g cm⁻³ in the *Secale*, *B. distachyon* and bare soil treatments, respectively.

The sealing of the soil gave rise to runoff even after rainfall amounts as low as 10 mm (Pla and Nacci, 2001). The differences found, though slight, reveal a higher sealing tendency in the *Secale* treatment than in the other two, as the bare soil is tilled and the *B. distachyon* treatment presented more soil protection.

Regarding the soil moisture at 35 cm depth, the Figure 2.1.4 shows how during the spring the bare soil treatment allows the increase of soil moisture, the *S.cereale* treatment maintains the soil moisture almost constant until the summer, and under the *B. distachyon* treatment it decreases, being progressively drier, even after the rains of November. The water consumption of this live cover, also produced a decrease in the soil moisture at 35 cm during the first spring buds and from October on, when it buds again, given that, as mentioned, the crop cover was not cut in this treatment and was allowed to self-sow.

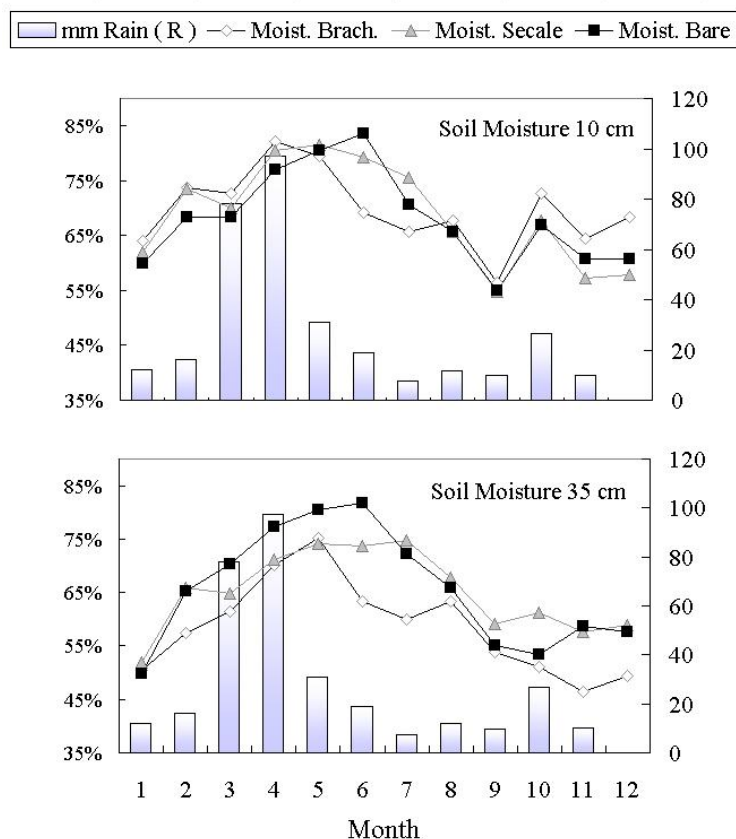


Figure 2.1.4. Plot of Means of Rainfall (mm) and Soil Moisture (%) along the year 2007.

The treatment of the tilled soil also exhibited irregular behavior, depending on the time elapsed since the soil was last tilled. In the 43-mm storm mentioned earlier, the soil had been recently tilled, which resulted in lower runoff in the bare soil.

Table 2.1.2. Mean and Standard Deviation of Runoff generated in the main storm that happens the 20th May 2007, 43 mm in 4.5 h. Soil moisture difference between one week before and after the storm in the different treatments. Volumetric soil moisture $m^3 m^{-3}$ is shown as %.

	<i>Runoff volume (mm)</i>		
	Bare soil	<i>S.cereale</i>	<i>B. distachyon</i>
Runoff registered for 30 minutes			
Maximum in 10 minutes	9.8	11.2	9.6
Mean \pm Standard dev.	5.7 ± 3.5	8.5 ± 3.9	5.6 ± 3.8
	<i>Soil moisture (%) (Mean \pm SD)</i>		
	Bare soil	<i>S.cereale</i>	<i>B. distachyon.</i>
At 10 cm depth			
The week before	14.4 ± 0.4	12.8 ± 0.5	14.6 ± 0.4
The week after	18.4 ± 1.0	16.2 ± 1.2	19.8 ± 1.5
Increase	28%	26%	36%
At 35 cm depth			
The week before	16.5 ± 0.6	11.9 ± 0.3	15.6 ± 0.6
The week after	20.6 ± 1.7	14.5 ± 1.7	23.4 ± 1.9
Increase	25%	22%	50%

This fact has been noted in research involving other vineyards with a gradient similar to ours, 11%, which, having been tilled recently, exhibited runoffs which were approximately half that of untilled vineyards (Dunjo *et al.*, 2003). In other papers pending publication involving simulated rainfalls and with the control bare soil recently tilled, we noted higher infiltration in the tilled control soil than in soil with vegetation cover. The recorded runoff rate was 1.4% for bare soil, versus 12.7% in *B. distachyon* and 16.3% in *S.cereale*, meaning a 98.6% infiltration rate in bare soil.

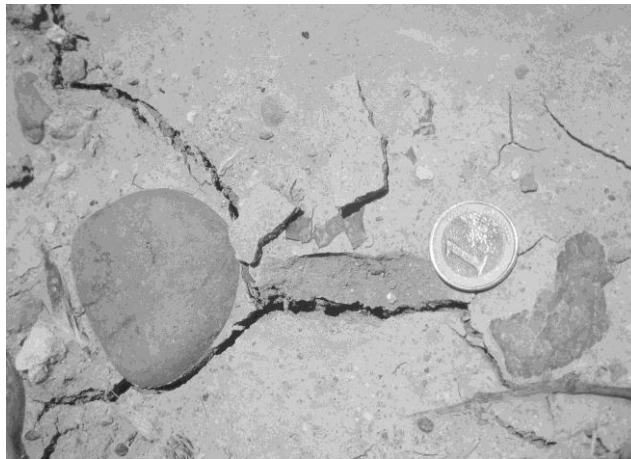


Figure 2.1.5. Soil sealing after the storms in May 2007.

Such behavior could be misleading when trying to decide on the most appropriate treatment for planting on a gradient, since although the infiltration is greater at first, as the soil receives more rainfall, a surface crust will form which, if the soil is not re-tilled, will gradually seal it and impede rain water from penetrating into the soil, resulting in a greater volume of runoff (Marques *et al.*, 2008b). This was noted during the rains after June, when the bare soil treatment was also sealed, producing more runoff than in the other two, where the presence of vegetation, whether *B. distachyon* or *S.cereale*, hindered the production of runoff. The soil surface in the bare soil treatment, with a 1.5 mm crust (Figure 2.1.5).

It was also noted that the soil tilled had a moisture content equal to or greater than that of the other treatments at the time of budding, blooming and veraison, it was drier at ripening due to the increased temperature brought on by the absence of shade (Table 2.1.3).

The storm of 20th May also gave us the chance to determine how the different treatments make use of rainfall. Table 2.1.3 shows the volumetric moisture content in the soil the week before and following said event. Note how the *B. distachyon* treatment experienced the largest increase in moisture, followed by the bare soil and lastly by the *S. cereale*, which was also the one to undergo the greatest runoff.

Table 2.1.3. Results of Rainfall, Water Consumption, Soil Moisture and Leaf Water Potential during the growth season of vines and in the three different treatments. The Water Consumption was estimated using the figures proposed by Wample and Smithyman (2002). The soil moisture is given as % of the Field Capacity (FC) of soil.

<i>Growth season periods</i>			
	Budding (Mar- ½ Apr)	Blooming to veraison (½ Apr-Jul)	Ripening (Aug-Oct)
Total: 246 mm	55 mm	169 mm	22 mm
Rainfall in			
Water Consumption			
Total: 200-270 mm ^(a)	5 % of the total (10-14 mm)	75 % of the total (150-203 mm)	20 % of the total (40-54 mm)
Mean ± SD Soil Moisture 10 cm (% of FC)			
Bare soil	73 ± 9 a	82 ± 6 a	65 ± 7 a
<i>S. cereale</i>	75 ± 7 a	79 ± 5 a	67 ± 16 a
<i>B. distachyon</i>	77 ± 6 a	74 ± 6 a	66 ± 9 a
Mean ± SD Soil Moisture 35 cm (% of FC)			
Bare soil	74 ± 7 a	81 ± 4 a	62 ± 10 a
<i>S. cereale</i>	68 ± 16 a	74 ± 13 ab	66 ± 19 ab *
<i>B. distachyon</i>	66 ± 6 a	69 ± 11 b **	58 ± 8 c *
Mean ± SD Leaf Water Potential (MPa)			
	(n=16)		(n=12)
Bare soil	n.m.	-0,75 ± 0,06 a	-0,95 ± 0,07 a
<i>S. cereale</i>	n.m.	-0,73 ± 0,07 a	-0,92 ± 0,05 ab
<i>B. distachyon</i>	n.m.	-0,72 ± 0,08 a	-0,87 ± 0,12 b **

^(a) Annual Water consumption in rainfed Tempranillo cv (Cuevas *et al.*, 1999; Centeno and Lissarrague, 2007). Means with the same letter are not significantly different.

* $P < 0.10$; ** $P < 0.05$; n.m.= not measured

If we examine the annual totals, we see that the *B. distachyon* showed a runoff similar to that of the bare soil. It seems that the near 100% cover of the *B. distachyon* plots favor infiltration as much as the recently tilled bare soil. In both cases, the accumulated runoff was 28 mm, equivalent to 8% of the total rainfall.

As concerns the average annual soil moisture content (Table 2.1.4), the average for all the treatments was 70 and 65 % of the field capacity of soil at 10 and 35 cm, that is 0.17 and 0.16 m³ m⁻³, respectively. The *B. distachyon* cover exhibited an above-average moisture content at 10 cm, but for the moisture at depth (35 cm), it was below average, ranging 60% of field capacity, that is 0.14 m³ m⁻³.

Table 2.1.4. Mean annual Soil Moisture (n=12 months) for different treatments, give as % of the Field Capacity (FC).

	<i>Volumetric Soil moisture (% FC)</i>	
	10 cm ± DT	35 cm ± DT
Mean	69% ± 11% a	65% ± 13% a
Bare soil	69% ± 10% a	68% ± 12% a
<i>B. distachyon</i>	70% ± 10% a	60% ± 10% b
<i>S. cereale</i>	69% ± 14% a	66% ± 17% a

Different letters indicate significant difference from the Mean ($P < 0.05$)

Table 2.1.3 shows the recorded rainfall, the soil moisture and the leaf water potential of the vines for the three treatments. The data are distributed among the three main growing periods of the vine until its harvest, which took place in the first week of October 2007.

The rainfall between April and June tends to be highly variable, and the vine's water requirement is medium. The plant is in the budding stage and is growing at the maximum rate. In general the soil does not exhibit moisture problems since that is when the spring rains occur in a Mediterranean climate. Rainfall between July and September is very scarce, however, the vines require high amounts of water. The vine is in the veraison and ripening stages. It is during this time that the decrease in the soil moisture content is most manifest. From November to March, the water requirement of the vines is low, yet the rainfall is high. This is when the soil accumulates water in reserve for the following summer.

Throughout the vine's annual growing period, rainfall provided 246 mm of water, most of that during the period between blooming and veraison. It can be deduced from the data that a little hydric deficit was experienced; it started in August, as the vines were ripening, and even then it could be classified as moderate, as the Leaf Water Potential was around -0.9 MPa, this was probably because this spring was very wet. The midday water potentials in excess of -1.0 MPa do not represent a water stress for the vines, while levels of -1 and -1.2 MPa place the vines in a moderate hydric stress condition (Linares *et al.*, 2007). Growth can stop at values of around -1.4 MPa due to a sudden drop in photosynthetic activity (Kriedemann and Smart, 1971).

In spite of this slight effect on Leaf Water Potential some differences in the grape production have been noticed, as in the bare soil treatment it was nearly the double of the other two. These results must be checked in future years because the storms in May almost destroyed the first bunches.

2.1.4. Conclusion

A total of 348 mm of rain fell in 2007, 32 mm of which were lost as runoff in the *Secale cereale*, versus the 28 mm in the other two treatments: traditional tilling and *Brachypodium distachyon*.

The traditional bare soil treatment makes the best use of the rainfall when freshly tilled, and exhibits an infiltration rate above 98%. This treatment, however, is prone to

the formation of surface crusts which act to gradually seal the soil and increase runoff as time elapses since the last tilling. This can only be avoided through repeated tilling, though this practice accelerates the oxidation of organic matter in the soil and facilitates the shifting of soil during severe storms. This treatment also results in a higher grape yield (data pending publication), though two other factors must also be considered. First, in viticulture the yield is not always the prime consideration, but rather the quality of the product. A second consideration is the soil degradation that occurs as a medium- and long-term consequence of tilling the soil. The average vineyard lasts 50 years, and a high soil loss rate would not allow adequate output to be maintained until the end of the plant's production potential. The influence of these treatments on the quality of the wine is another objective of vine research. Currently the wines are in the malo-lactic fermentation stage.

The *Secale cereale* treatment has higher water consumption but after the cut in early spring, the soil moisture is statistically similar to that of the Bare soil treatment in the period from blooming to veraison, 74 % and 81% respectively in Table 2.1.3; that is 0.18 and 0.20 m³ m⁻³ respectively, where the water requirement is maximum. This treatment presents the highest soil moisture content during the vine's growing season, though in the annual tally, there is no difference between it and the traditional tilling treatment.

The *Secale* treatment generated more runoff (an 9% annual runoff rate) due to the crust formation in the first milimeters of soil. This could be prevented if the sowing covered more terrain because the mulch, which in principle should be able to protect it, tends to be washed away during severe storms on this sloping terrain, leaving it unprotected. This treatment requires annual sowing, harvest and the redistribution of the cut vegetative material if it is to be effective in protecting the soil.

The *B. distachyon* cover is the treatment that requires the least labor, since it is only sown the first year and allowed to self-sow after that. This grass increases the infiltration rate, but it is not enough to offset the evident water consumption rate, as it shows the less moisture in the soil. In the period from blooming to veraison, the treatment of *B. distachyon* has significant less soil moisture at 35 cm than the other two treatments, around 69% of the field capacity (Table 2.1.3), that is 0.17 m³ m⁻³.

Moreover, as a live cover, it can hinder water storage capacity in autumn and winter. It is then that the vine is dormant, but grasses can bud starting in October or November and consume water until the following spring, when the vine starts to bud. If this treatment is chosen for soil protection, the density of plants must be monitored. An increase in this parameter was noted in the second year of the treatment. It would be advisable, then, to sow at a rate below 40 kg ha⁻¹ and to cut it once grown to reduce its ability to self sow the following year.

There are additional inconveniences to consider, one of them being financial cost. The *Secale* seeds used in this research cost 0.7 €/kg, and the *B. distachyon* seeds cost 6 €/kg. While this might be affordable at an experimental level, it is not from an agricultural standpoint. Low-cost seeds of these small grasses must be made available if they are to be more profitable to farmers.

We must also consider the greater difficulty in keeping the vineyard rows free from vegetation, especially if the appropriate machinery is not available and if the farm is managed ecologically, without herbicides to control the appearance of unwanted vegetation. In this sense, *Secale* competes more efficiently than *B. distachyon* with unwanted vegetation.

But there are significant medium- and especially long-term advantages. We must bear in mind that planting a vegetation cover is not just effective in preventing erosion, but also improves the properties of the soil, such as its organic matter content or its microporosity, increases the soil's biodiversity, and so on. If the ground is flat and has no serious shortages of organic material, then perhaps covering the ground in a semi-arid Mediterranean climate would not be advisable if it jeopardized the water supply. The above-mentioned properties will be analyzed at the end of the 4th year of the study to determine the medium-term impact of the treatments.

Unquestionably, the choice of species or even of species variety sown is very important. The way the land is worked must also be specific to each location and situation. We were able to note that the higher degree of moisture at depth in the bare soil treatment was due to the absence of weeds that increase evotranspiration, while the moisture in the soil with live vegetation cover was due to higher infiltration.

CAPITULO 2.2. DILEMAS DE LA CONSERVACIÓN DE AGUA Y SUELO ASOCIADOS AL USO DE CUBIERTAS VEGETALES EN VIÑEDOS EN PENDIENTE

Resumen

Normalmente los viñedos son manejados usando laboreo tradicional con el fin de eliminar la vegetación espontánea y aumentar la porosidad del suelo para facilitar la infiltración. Sin embargo, si los viñedos están en pendiente, este manejo puede llevar a considerables pérdidas de suelo, y consecuentemente una reducción de la materia orgánica y el agotamiento de nutrientes. Este trabajo se desarrolla en tres viñedos de secano en activo manejados con laboreo tradicional, gracias a la colaboración de viticultores de la Subzona de Arganda, perteneciente a la Denominación de Origen “Vinos de Madrid”. Concretamente los viñedos se situaban en los municipios de Belmonte de Tajo, Campo Real y Villacanejos. A lo largo de dos años, durante los cuales la erosividad de las precipitaciones fue muy baja, se midieron tasas de erosión de entre 35 y 179 g m⁻² año⁻¹ usando parcelas de erosión de 2 m². Asociados a estas pérdidas, se obtuvieron unas tasas de enriquecimiento de materia orgánica en los sedimentos que oscilaron entre 1,4 y 2, registrándose un enriquecimiento similar para nitrógeno y fósforo. Dada la escasez de materia orgánica y nutrientes en estos suelos, estos resultados apoyan la necesidad de proponer manejos alternativos al laboreo tradicional del suelo, tales como el uso de cubiertas vegetales en las calles. En este estudio se evaluó una cubierta vegetal permanente, *Brachypodium distachyon*, y tres cubiertas vegetales segadas en primavera (cebada, centeno y vegetación espontánea). Las cubiertas redujeron la pérdida de suelo hasta valores entre 2 y 32 g m⁻² año⁻¹. También produjeron un descenso en la generación de escorrentía, habiéndose obtenido un coeficiente medio de escorrentía de entre 0,9% y 1,4% con las cubiertas permanentes y segadas respectivamente, frente al 5% obtenido con laboreo tradicional durante el periodo de estudio. Además, se observó que beneficios atribuidos tradicionalmente al laboreo como el incremento de la infiltración son sólo temporales ya que a escala anual dicho manejo conlleva cambios en la estructura que facilitan el sellado del suelo, lo que incrementa la escorrentía. A pesar de esto, la humedad del suelo durante el ciclo vegetativo de la vid fue mayor en los tratamientos bajo laboreo tradicional, pues en esta fase la transpiración a través de las cubiertas permanentes fue sobrepasada por su habilidad para favorecer la infiltración, la cubierta compitió activamente por el agua. Esto conllevó una reducción media en la producción de uva de un 40%, aunque con variaciones entre los diferentes viñedos. Un descenso similar (44%) se produjo con la cubierta de vegetación espontánea. Sin embargo, las cubiertas de cebada y centeno no redujeron la producción.

Palabras clave: erosión, viñedos, humedad del suelo, cubiertas vegetales, laboreo

SOIL AND WATER CONSERVATION DILEMMAS ASSOCIATED WITH THE USE OF GREEN COVER IN STEEP VINEYARDS

Este capítulo reproduce el texto del siguiente artículo científico publicado:

Ruiz-Colmenero, M., Bienes R., Marques M.J., 2011. Soil and water conservation dilemmas associated with the use of green cover in steep vineyards. Soil and Tillage Research 117: 211-223.

Abstract

Vineyards are customarily managed using tillage to eliminate competition from other plants. If the vineyards are on a slope, however, this process leads to considerable soil loss. The impacts of the practice on organic matter and the associated nutrient depletion can pose a threat to soil and water conservation. This paper considers three active rainfed vineyards in central Spain. Over two years, during which the erosivity of the rains was very low, we measured erosion rates between 35 and 179 g m⁻² y⁻¹ using erosion plots of 2 m². The associated sediment had an organic matter Enrichment Ratio ranging from 1.4 to 2. Values similar to these were found for nitrogen and phosphorus. These findings indicate that alternative soil management practices, such as the use of vegetation cover, should be considered. A permanent cover consisting of *Brachypodium distachyon* was tested, as were covers of barley, rye and spontaneous vegetation cut in the spring. These tests resulted in reduced soil loss. The treatments exhibited erosion rates between 2 and 32 g m⁻² y⁻¹. We also noted a decrease in the runoff coefficient. The average runoff coefficients for the study period were 5% for tilled soil, 0.9% for permanent covers and 1.4% for cut covers. We note that the infiltration benefits of tillage were only temporary because on an annual scale, the change in the soil structure led to sealing and increased runoff and erosion. Nevertheless, the moisture in the soil during the vineyard's vegetative period was higher in traditionally tilled treatments. Although the transpiration through the permanent cover was offset by the ability of the cover to favor infiltration, the cover competed actively for water and resulted, on average, in 40% lower grape yields, with variations among the different vineyards. A similar decrease in yield (44%) was noted for the cover crop consisting of cut spontaneous vegetation. The cut cover crops of rye and barley did not significantly reduce grape yield.

Keywords: erosion, vineyards, soil moisture, cover crops, tillage.

2.2.1. Introduction

Viticulture is an important economic activity in Mediterranean areas. A large part of the territory in producing countries is devoted to this crop. According to the latest data from the International Organisation of Vine and Wine (OIV., 2009), there were just over 7.8 million hectares of vineyards worldwide in 2008.

A vine can easily remain active for several decades, or even for hundreds of years. Although there is no standard definition for an “old vine”, they are generally considered old after 50 years (Caputo, 2008), after which time the yield drops off significantly and the decision to replant must be considered. Improper management over the useful life of the vineyard can lead to an irreversible degradation, even if the cost is acceptable to its owners (Darmendrail *et al.*, 2004; COM, 2006). And although vines can survive in deficient soil conditions, at the end of their useful lives the farmers might find that the soil is no longer suitable for agriculture.

Vineyards in sub-humid or semiarid areas are normally managed through tillage. Based on data for 2007 from Spain’s National Statistics Institute, of the 1032 M ha of vineyards in Spain, 75% are dry farmed. No data exist on what percentage of these employ sustainable cultivation techniques. If the ground is on a slope, it is quite likely that a significant portion of the most fertile top soil has been lost. Vines provide little protection for the soil. If they are old, the soil cover can vary from 5% to 70% depending on the phenological state over the course of the year. If they are young, the cover density can be very low, less than 10% (García-Ruiz, 2010), meaning the soil is almost bare and prone to erosion by storms. The lack of plant cover is the key factor in the soil erosion of these land uses (Kosmas *et al.*, 1997; López-Bermúdez *et al.*, 1998).

Highly variable figures for soil loss in vineyards can be found in the literature, not surprising given the different geomorphology, climatology and scope of the studies: 22 t ha⁻¹ y⁻¹ (Usón, 1998); 35 t ha⁻¹ y⁻¹ (Wicherek, 1991), 47–70 t ha⁻¹ y⁻¹ (Tropeano, 1983). Other authors report values around 2mm y⁻¹ (Casalí *et al.*, 2009) or up to 8 mm y⁻¹ (Brenot *et al.*, 2008); if we consider the typical bulk densities for cultivated soils between 1.0 to 1.25 g cm⁻³, they would correspond to 22 and 90 t ha⁻¹ y⁻¹, respectively. All of these figures exceed the assumed soil loss tolerance rate of 5–11 t ha⁻¹ y⁻¹ (Brady and Weil, 2007).

Erosion control techniques in farming, such as terracing (Zalidis *et al.*, 2002) or the use of cover crops (Francis and Thornes, 1990; Reeves, 1994), break the cycle of processes that lead to soil loss (Lesschen *et al.*, 2009), though the soil remains degraded in those areas that still rely on traditional tilling-intensive methods. The advantages of tilling versus the use of herbicides in terms of less soil loss and runoff have been documented (Raclot *et al.*, 2009). In sub-humid or semiarid environments, however, it is normal for prolonged tilling to lead to a loss of soil structure and a dwindling of organic matter (OM; Hermle *et al.*, 2008). Erosion is responsible for OM losses of up to 21 g C m⁻² y⁻¹ (Farage *et al.*, 2009), or up to a 19% drop in Total Organic Carbon in treatments without organic fertilizers (Morlat and Chaussod, 2008), meaning that any crop that does not include an OM amendment will result in a decline of carbon in soils (Sánchez-Marañón *et al.*, 2002).

In the Soil Quality Technical Notes published by the United States Department of Agriculture, there is a clear message: “Erosion control is not enough”. We must go beyond tolerable soil losses so as to preserve edaphic carbon. An increase in OM is associated with an entire set of improvements in those physical, chemical and biological characteristics that are key to the concept of soil quality, such as a better developed structure (Singh and Khera, 2009; Blavet *et al.*, 2009), improved infiltration (Aljibury and Christensen, 1972) and off-site advantages, such as improved surface water quality (Auzet *et al.*, 2006). Winter tillage, especially deep tillage, can result in significant soil loss from rainfall activity. This phenomenon is evidenced by the increased amount of suspended sediment in river water after storms (Estrany *et al.*, 2009).

One option for protecting and preserving soil quality is the use of vegetation covers. These techniques were first used in vineyards in countries with wet climates in an effort to reduce the moisture in the soil, and consequently the vigor of the vines. But their use is also beneficial to the soil. Studies have revealed that in dry areas, approximately 50% of the biomass from herbaceous vegetation roots is added to the soil as OM (USDA, 2000). It has also been noted that covers help to retain OM and nutrients in sloping soil (Gay *et al.*, 2004), which limits crusting due to fracturing of the crusts themselves (Aljibury and Christensen, 1972) and reduces the rate of vine illnesses such as botrytis (Morlat *et al.*, 1993; Monteiro and Lopes, 2007).

Given all the evidence, there are Codes of Best Farming Practices that encourage farmers to adhere to certain practices in order to avoid soil degradation, even through direct economic payments (Regulation (EC) 1782/2003). The use of covers is not favored by viticulturists, however, since they compete for water and affect yields. It has been noted that in non-humid environments, covers decrease yield (Tescic *et al.*, 2007), as evidenced by a shoot length reduction from 22% to 85% in the vineyard. Cluster size was reduced in the field from 7% to 68% by the groundcovers as compared to herbicide control treatment or tillage (Krohn and Ferree, 2005). This reduction is not present or is not as evident in other settings (Baumgartner *et al.*, 2008), which might mean that specific meteorological circumstances overcome climatological characteristics and play a key role in these variations. At any rate, longer term studies lasting around 20 years tend to indicate a drop in yield (Morlat *et al.*, 1993).

Numerous studies have separately addressed the problems of vineyard erosion, yield and soil fertility. Among these are Augustinus and Nieuwenhuyse, 1986; Gourbesville, 1997; Gay *et al.*, 2004; Gristina *et al.*, 2005; Bini *et al.*, 2006; Blavet *et al.*, 2009. But not many studies have jointly considered the advantages and drawbacks of recommended practices on soil and yield.

The goal of our research was to investigate the use of vegetation covers on the inter-rows of dry-farmed vineyards. We sought to determine whether this practice can protect the soil by affecting soil loss and runoff. We also evaluated how covers affected the organic matter (OM) content. We placed special emphasis on soil moisture, a limiting factor owing to the climate of the area. We also studied how the presence of covers could affect grape production. The study was conducted in three private vineyards which had always been dry-farmed and tilled.

2.2.2. Materials and Methods

2.2.2.1. Area description

The three vineyards are located in the southeast of the Community of Madrid, Spain, where the average temperature is 14 °C and the average annual rainfall is 386 mm (National Meteorological Agency, AEMET data from 1977-2000). All are on high terraces that have been worn by erosion. They belong to the Wines of Madrid, Arganda area, Protected Designation of Origin. Their specific locations are Belmonte de Tajo, Campo Real and Villaconejos (Table 2.2.1).

Table 2.2.1. Location of the area studied and vineyard characteristics. South-East of the region of Madrid, Spain.

Study site	Belmonte	Campo Real	Villaconejos
Altitude (m)	750	820	608
UTM coordinates	X: 475919,	X: 468169,	X: 452424,
Zone and latitude 30T	Y: 4440274	Y: 4467525	Y: 4436608
Slope	12%	14%	8%
Vineyard age	4 years	7 years	40 years
Grape varieties	<i>Syrah</i>	<i>Tempranillo</i>	<i>Malvar</i>
Spacing of plants * (m)	3.5 x 2.4	2.9 x 1.5	2.9 x 3.4
Vine training	Bush vine	Trellis	Bush vine

* (distance between rows x distance between plants in the same row).

The Belmonte vineyard is a top eroded Miocene materials in an area of soft limestone and marl. The Campo Real vineyard is on hilly terrain where alluvial deposits prevail. In Villaconejos, the soil has received materials from an eroded terrace at a higher elevation. The natural vegetation has been removed and various crops such as cereals, almond trees, vineyards and olive groves abound in the area where the three vineyards are located.

2.2.2.2. Vineyard characteristics and management

All the vineyards were on slight inclines, making them susceptible to water erosion. We excavated one pit in each vineyard to study their soil profiles, and collected soil samples in every layer to analyze the most relevant properties to their soil types (Table 2.2.2).

Table 2.2.2. Pit soil analysis in the vineyards and date of sampling, at the start of the study, the soil was bare after traditional tillage treatment.

F.A.O. HOR.	Layer depth (cm)	pH ⁽¹⁾	OM (%)	N (%)	P mg kg ⁻¹	Extractable cations (cmol _c 1000 g ⁻¹ soil)				
						Ca	Mg	Na	K	E.C. ⁽²⁾
Belmonte de Tajo (sampling: December 2007)										
Ap	0 – 26	7.94	0.85	0.07	4.9	64.73	0.53	0.09	0.41	3.58
C1ca	26 – 52	8.46	0.19	-	bdl	60.28	0.52	0.07	0.11	3.63
C2yca	52 – 95	8.32	0.10	-	bdl	55.41	4.71	0.14	0.53	3.41
IIC3y	95 – 174	8.32	-	-	bdl	-	-	-	-	-
Campo Real (sampling: October 2006)										
Ap1	0 – 10	8,35	1.27	0.11	36.5	19.4	1.23	0.05	1.10	0.2
Ap2	10-21	8,25	0.33	0.06	<4.4	18.4	0.88	0.11	0.90	0.14
B1ca	21-39	8,00	0.51	-	bdl	18.4	0.71	0.15	0.60	0.16
Bt2ca	39-62	7,89	0.35	-	bdl	21.0	0.77	0.19	0.23	0.15
B3tca	+62	7,80	0.24	-	bdl	20.1	0.92	0.10	0.26	0.17
Villaconejos (sampling: December 2007)										
Ap	0 – 18	8.49	0.38	0.02	8	14.69	0.93	0.08	0.31	0.19
Bw	18 – 43	8.31	0.47	-	bdl	14.71	0.92	0.10	0.15	0.22
C1ca	43 – 82	8.49	0.34	-	bdl	15.34	1.09	0.09	0.14	0.27
C2ca	82- +105	8.49	0.23	-	bdl	14.14	1.11	0.13	0.11	0.30
Soil texture Ap horizon (0-20 cm depth)										
		% clay	% silt			% sand		Textural class		
Belmonte de Tajo		12	37			51		Loam		
Campo Real		17	10			73		sandy loam		
Villaconejos		27	12			61		sandy clay loam		

(bdl: below detection limits; -: not conducted)

OM: Organic Matter; ⁽¹⁾ pH (1:2.5H₂O); N, Total N; P, available phosphorus (Olsen) ⁽²⁾ E.C.:

Electrical Conductivity (mS/cm at 25° C)

The variables and chemical methods were as follows: pH and Electrical Conductivity (E.C.) were measured with electrometric methods. Organic matter (OM) was analyzed using the Walkley-Black wet digestion method (Walkley and Black, 1934); total Nitrogen (N) by Kjeldahl digestion (Dewis and Freitas, 1970); available phosphorus (P) by the Olsen method (Olsen *et al.*, 1954); Cation exchange capacity (CEC) and exchangeable cations were measured using buffered solutions (Bascomb, 1964); exchangeable cations Ca and Mg by atomic absorption spectrometry, and K and Na were measured by atomic emission spectrometry.

Two vineyards (Belmonte and Campo Real), were managed applying organic farming methods, so no pesticides were used there; nevertheless a broad-spectrum systemic herbicide (glyphosate) was sprayed in the rows of the Villaconejos' vineyard to control invasive weeds. During this study no fertilizers were used in any vineyard. In all three vineyards, the traditional tillage method was used. Traditional tilling consisted of one pass of the chisel plow in autumn-winter and two or three more in spring to remove any spurious vegetation. The traditional method was compared with two types of cover (Figure 2.2.1): a permanent false brome

(*Brachypodium distachyon* (L.) Beauv. (Poaceae)) cover, which was allowed to self-sow annually, and another cover that was cut in spring as a third treatment. Different cut cover treatments were used in different vineyards. Spontaneous vegetation was used in Belmonte, rye (*Secale cereale* L. (Gramineae)) in Campo Real, and barley (*Hordeum vulgare* L. (Gramineae)) in Villaconejos. The Belmonte vineyard initially had a lentil (*Lens culinaris* Medik.) cover at a seeding rate of 120 kg ha⁻¹. However, the cover was sparse and irregular. The lentil was invaded by spontaneous vegetation that could not be removed because the use of herbicides in organic vineyards is forbidden. The spontaneous vegetation was proposed as the cover for the vineyard. This vegetation was cut in April or May only and was allowed to grow the rest of the year to minimize the amount of labor required for the treatment. The sowing periods and amounts for these covers are shown in Table 2.2.3. The cut grasses were sown in winter (December) and started to sprout early the following spring (March). They were allowed to grow to an approximate height of 20 cm. When they reached this height, in late April or May, they were mowed with a manual weeder. The cuttings were allowed to cover the surface. The soil was left undisturbed until the next sowing, in December, when the soil was disrupted again because the seeds had to be partially buried. The *Brachypodium* covered the ground continuously from the first sowing. The test began a year earlier in Campo Real: in this vineyard, the *Brachypodium* cover was sown in 2006 (Table 1.2.3).

Table 2.2.3. Treatments in vineyards

Vineyard location:	Belmonte	Campo Real	Villaconejos
T1 (control)	Tillage	Tillage	Tillage
T2 (sown only the first year)	<i>Brachypodium</i>	<i>Brachypodium</i>	<i>Brachypodium</i>
Seeding rate	<i>distachyon</i> 40 kg ha ⁻¹	<i>distachyon</i> 40 kg ha ⁻¹	<i>distachyon</i> 40 kg ha ⁻¹
T3 (sown every winter and mown every spring)	spontaneous vegetation	<i>Secale cereale</i> (rye) 70 kg ha ⁻¹	<i>Hordeum vulgare</i> (barley) 70 kg ha ⁻¹
Date of first seeding	-	-	-
Next seedings	Winter 2007	Winter 2006	Winter 2007
	T2: not necessary	T2: not necessary	T2: not necessary
	T3: not necessary	T3: Winter 2007 and Winter 2008	T3: Winter 2008

2.2.2.3. Experimental design

The cover was planted in three consecutive inter-rows in each treatment. The design consisted of four vineyard rows. The two center rows were the experimental rows. The two outer rows were edge rows and were not used to assess grape production. Figure 2.2.1 shows one block of groups of treatments. Three replicate blocks with this design were used in each vineyard.

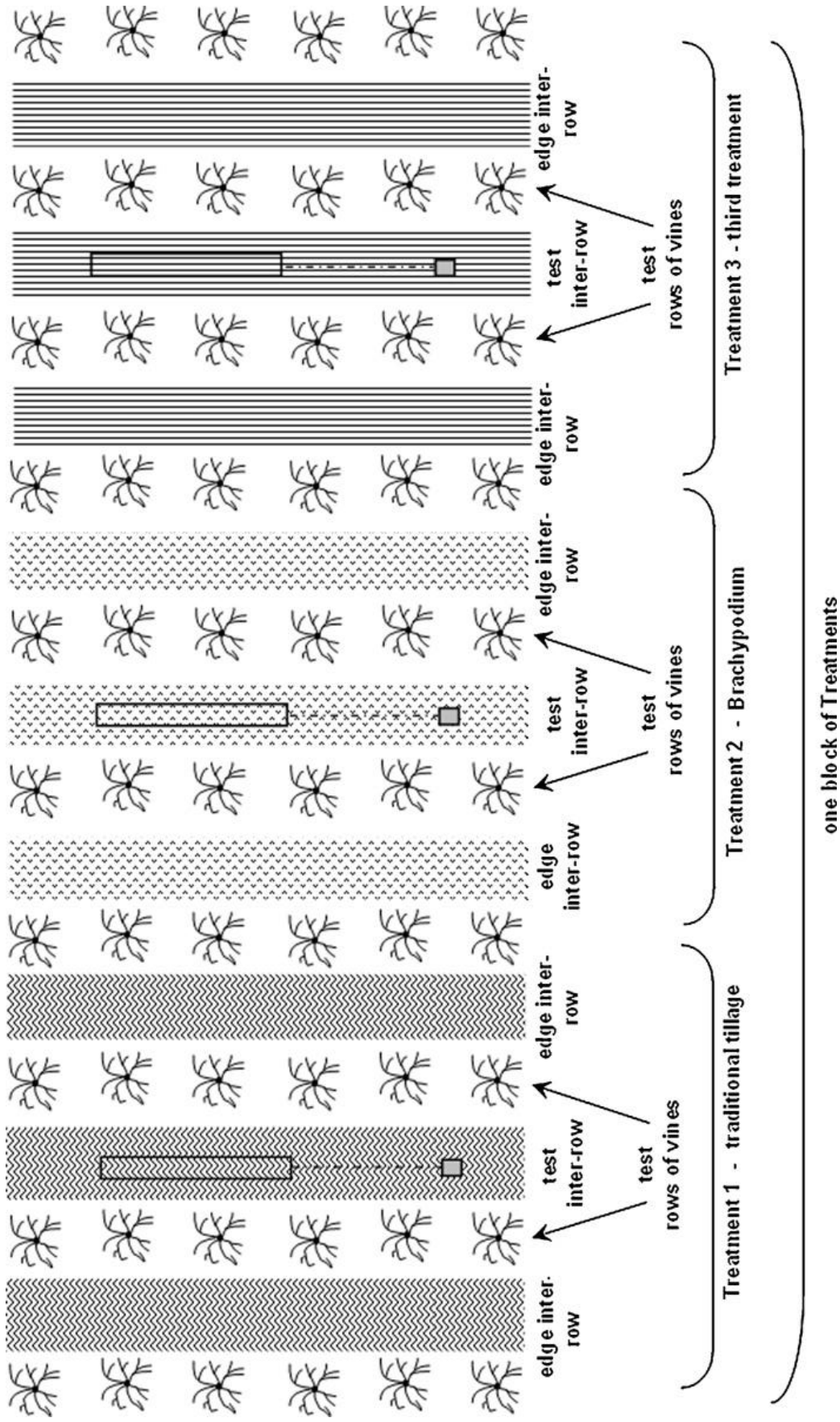


Figure 2.2.1. Experimental design in blocks of groups of treatments. The erosion plot and the runoff record-system are located in the center of the test inter-row. The variable treatment is different in each vineyard: spontaneous vegetation at Belmonte; rye at Campo Real and barley at Villaconejos. Three replicate blocks were used in each vineyard.

2.2.2.4. Variables considered, methods and data evaluation

Plant cover (%) was measured at the inter-rows, this variable was measured by three trained members of the research team, always the same, by visual analysis of orthogonal photos covering the whole area of the plots (three photos per plot), the photos were made once a month. The results are the average of these three assessments. Plant height was also measured once a month every 25 cm along the plots.

Soil loss was measured by means of erosion plots in the center of the vineyard rows. These plots were bounded by steel plates covering a two-square meter surface, measuring four meters along the slope and 50-cm wide. The sediment dragged by water erosion was collected monthly in a Gerlach trough for each plot, the corresponding suspended sediments were estimated by weight of oven-dried runoff samples. There were three plots per treatment in each vineyard (27 plots in all). OM, total N and P in sediment samples were analyzed using the same methods used to analyze the soil profile samples described above. The analyses were conducted twice.

To measure **runoff**, a tipping bucket gauge connected to the Gerlach box with tubing was used in each plot to collect both sediment and runoff water. The runoff was measured by counting how many times the bucket tips. When the bucket fills, the magnet moves, causing the bucket to tip. The buckets had previously been calibrated in a laboratory to ascertain the magnitude and variability of the measurements, which were always below 10%.

The **rainfall** was measured with HOBO® rain gauges installed in each vineyard. These gauges used electrical impulses to measure rain in 0.2 mm increments per second. The **runoff coefficients** were calculated in every event and location comparing the rate runoff/rainfall event. Rainfall erosivity of this period was estimated using the R factor (Wischmeier and Smith, 1978).

Soil moisture was measured using volumetric ECH2O moisture sensors. Two sensors were placed in each plot, one at a depth of 10 cm and the other at a depth of 35 cm. In general, the soil moisture results were the average of three repetitions per treatment, although problems with rodents, and occasionally with foxes in the Belmonte vineyard, damaged the cables in some plots. Beginning in spring 2009, the moisture values for Belmonte consisted of two measurements or sometimes a single measurement. The damage was repaired immediately after it was detected, so the average monthly moisture values were not overly affected.

Soil moisture measurements were made during several phases of the phenological cycle of the vines. The first phase, the *development* of the plant, extends from March through June. From bud break (March) to flowering (May-June), the plant consumes an average of 15% of the total water consumed during the cycle. A water deficit normally does not occur during this phase because demand is low and because the moisture content of the soil is often high as a result of the spring rains. We have included the veraison phase (late June or early July; during this time at least 50% of the grapes in the vineyard change their color) in this period of development. Up to 50% of the plants' water consumption occurs during the veraison phase. Any water deficit during this phase can lead to reduced production and fruit quality. This phase therefore requires the greatest control over the moisture content of the soil. The second phase, *maturation*,

extends from July to September or October. The vine ripens in August. This period accounts for 25% of the water consumed. We consider the *post-harvest phase* to begin after the harvest (September or October) and to continue until the leaves fall (November). During this period, the vine consumes 10% of the total water for the year. The vine then enters what we refer to as a *dormant phase*. Water consumption stops during this phase, which usually lasts from November to February.

Grape production ($\text{kg vine}^{-1} \text{ y}^{-1}$) was assessed using 50 plants from each vineyard treatment at Campo Real and Belmonte. For reasons related to the availability of the terrain used for the experiment, 40 plants per treatment were used at Villaconejos. The grapes were harvested during the late summer in 2008 and 2009.

The results were analyzed using the variance analysis feature in the STATISTICA software (StatSoft Inc., 2002.). The differences between group means were subjected to multiple comparisons Tukey test (Blackman and Tukey, 1958).

2.2.3. Results

2.2.3.1. Initial soil characteristics and soil changes

The classification of the soil in the vineyards and the characteristics of the soil layers are described in Table 2.2.2. The soil of each vineyard was different. Using the FAO guidelines (2008), the soil was classified as Calcisol Hypercalcic for Belmonte, as Luvisol Calcic for Campo Real, and as Calcisol Hypocalcic for Villaconejos. Nevertheless, the three soils can be considered alkaline to strongly alkaline. All three soils are calcareous, with an approximate pH of 8 or higher. In these soils, the calcium content tends to saturate the soil exchange complex.

The soil OM, N and P tended to decrease from the surface to the subsurface. The results indicate that all of the tilled soils studied were generally deficient in OM, compared with standard values from the literature (SSSA, 1994). The vineyard at Belmonte had 0.85% of OM in the arable layer of soil. The value for Campo Real was 1.27%. The lowest value, 0.38%, was found in Villaconejos. The total N and available P were also low in the latter two vineyards. According to the literature, a normal range of nitrogen values would be 0.2% to 0.4%. N deficiency was therefore a problem. Available P was also scarce in the Belmonte and Villaconejos vineyards, whereas the value for Campo Real would be considered moderate.

In the first 30 cm of soil, the values of the cation exchange capacity ($\text{cmol}_c \text{ 1000 g}^{-1}$ soil) were 5.0 (Belmonte), 13.8 (Campo Real) and 8.8 (Villaconejos). The high electrical conductivity (E.C.) at Belmonte indicated excessive salinity. E.C. values higher than 1.5 mS cm^{-1} can cause a decrease in production. The low values of E.C. at Campo Real and Villaconejos indicated that salt accumulation was absent.

The soil analyses given in Table 2.2.2 for the Ap horizon can be considered as the initial soil conditions before the treatments because the samples were collected at the start of the study.

The OM, N and P contents were not affected by the tillage treatment. The different treatments did not produce significant differences in the N or P content in the topsoil (Table 2.2.2, Table 2.2.4). The N and P values for the tillage treatment were as follows. The initial N values were 0.07% for Belmonte, 0.11% for Campo Real and 0.02% for Villaconejos (Table 2.2.2). Similar N values were found at the end of the study ($p > 0.05$): 0.07% for Belmonte, 0.11% for Campo Real, and 0.03% for Villaconejos (Table 2.2.4). The initial P values (mg kg^{-1}) were 4.9 for Belmonte, 36.5 for Campo Real, and 8.0 for Villaconejos (Table 2.2.2). The P values at the end of the study were not significantly different from the initial values, they were 8.2 for Belmonte, 21.3 for Campo Real, and 9.0 for Villaconejos (Table 2.2.4).

Table 2.2.4. Mean (n=6) and Standard deviation of Organic Matter (OM), N and P in samples of tillage treatment in the first 10 cm of soil depth (top soil) and in the eroded sediments after two years of traditional tillage in Belmonte and Villaconejos and three years in Campo Real, and the Enrichment Ratio (eroded sediment/top soil). Different letters indicate significant difference between locations ($P < 0.05$).

Vineyards	Top soil	Eroded sediments	Enrichment Ratio
	OM (%)	OM (%)	ER_{OM}
Belmonte	1.08 ± 0.09 ab	1.81 ± 0.28 a	1.7
Campo Real	1.29 ± 0.26 a	1.77 ± 0.48 a	1.4
Villaconejos	0.60 ± 0.23 b	1.18 ± 0.32 b	2.0
	N (%)	N (%)	ER_N
Belmonte	0.07 ± 0.01 a	0.13 ± 0.03 a	1.9
Campo Real	0.11 ± 0.03 a	0.11 ± 0.02 a	1.0
Villaconejos	0.03 ± 0.01 b	0.07 ± 0.03 b	2.3
	P (mg kg^{-1})	P (mg kg^{-1})	ER_P
Belmonte	8.2 ± 0.8 a	17.8 ± 10.4 a	2.2
Campo Real	21.3 ± 5.8 a	22.6 ± 8.2 a	1.1
Villaconejos	9.0 ± 0.7 a	18.8 ± 12.5 a	2.1

OM: Organic Matter; N: Total Nitrogen; P: available Phosphorus

At Belmonte, the OM content of the soil did not change significantly. The initial OM content was 0.85% (Table 2.2.2). The values at the end of the study (Table 2.2.4) were 1.08% (tillage), 1.07% (*Brachypodium*), and 1.16% (spontaneous vegetation). However, some changes were found in the OM content in the other two vineyards. In Campo Real, the initial OM content was 1.27%. Three years later, it was similar (1.29%) in the tillage treatment but significantly higher in the *Brachypodium* treatment (1.6%) and in the rye treatment (1.5%). In Villaconejos, the initial OM content was 0.38% (Table 2.2.2). No significant changes were observed in the tillage treatment (0.60%) after two years, but the final soil OM content for the barley cover was 0.82% (Table 2.2.4).

2.2.3.2. Plant cover and height

The cover and height of the vegetation in the rows changed over the course of the vegetative cycle of the treatments, as shown schematically in Figure 2.2.2. The height of the mowed cover crops was minimal during the summer (July to September). The crops were sown every winter (December to February) and grew continuously until the next spring (March to June). The permanent cover of *Brachypodium* follows a different trend. The plants are fully developed and reach their maximum height (approximately 15 cm) during spring. The cover decreased during the summer owing to wilting and to

trampling during harvesting. However, the soil remained protected until the new seeds sprout in late October. The cover for this treatment increased each year because newly germinating plants grew atop the remains from the previous year.

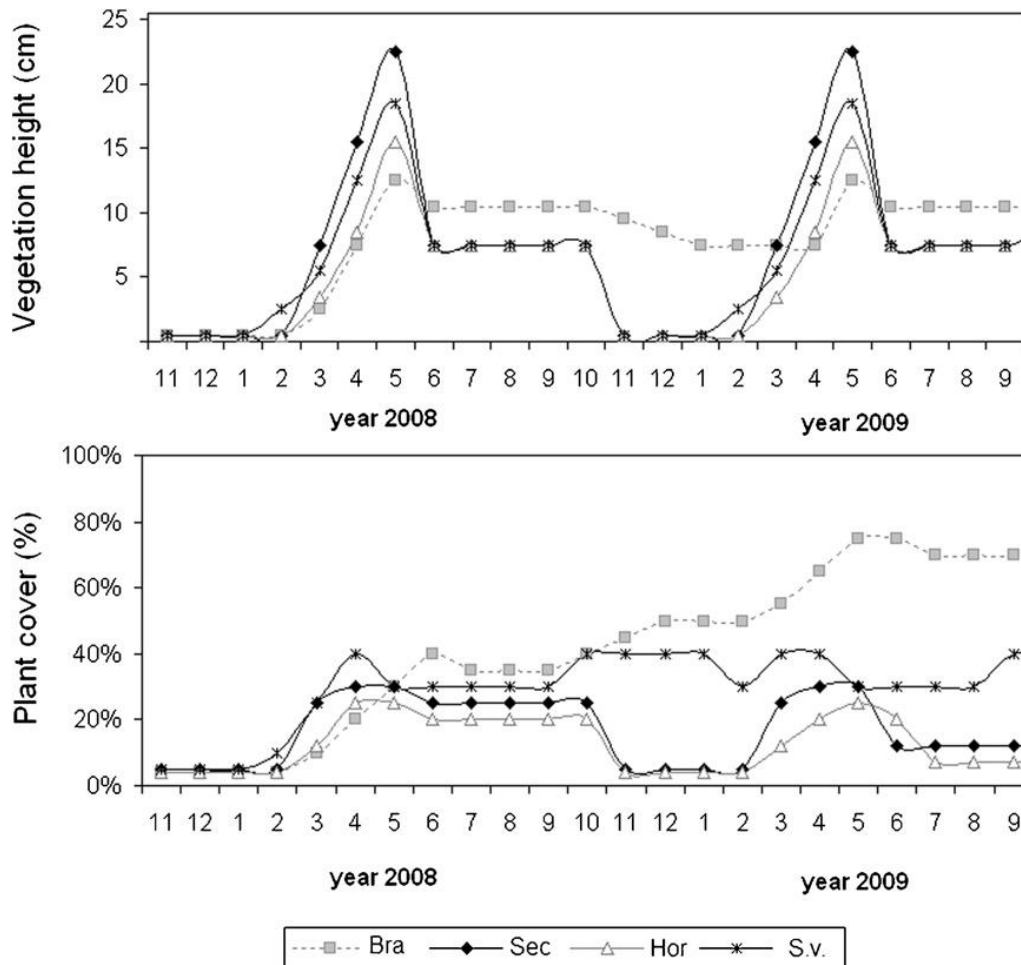


Figure 2.2.2. Schematic diagram of average height and cover changes in erosion plots of different treatments in the three vineyards along the study period. Vine cover is excluded. Bra: *Brachypodium distachyon* treatment (permanent cover crop), S.v. spontaneous vegetation; Sec: rye (*Secale cereale*); Hor: barley (*Hordeum vulgare*).

The cereal covers (rye and barley) tended to reach 15 to 25 cm in height. They maintained values of plant cover between 20 and 40% except at sowing, when the values of cover were approximately 5%. The plant cover in the spontaneous vegetation treatment was higher than that of cereal cover crops in winter because in this treatment, the soil was not disturbed for sowing of new seeds. The coverage rates for the spontaneous vegetation treatment varied between 5 and 40%. The height attained by this treatment was also highly variable, between 1 and 50 cm. The values of plant cover for the tillage treatment were always less than 5%.

2.2.3.3. Erosion: sediments, organic matter and nutrients

The accumulated soil loss over the study period is shown in Figure 2.2.3. High rates of erosion were evident for tilling. The permanent treatment with the *Brachypodium* cover offered the best protection against erosion.

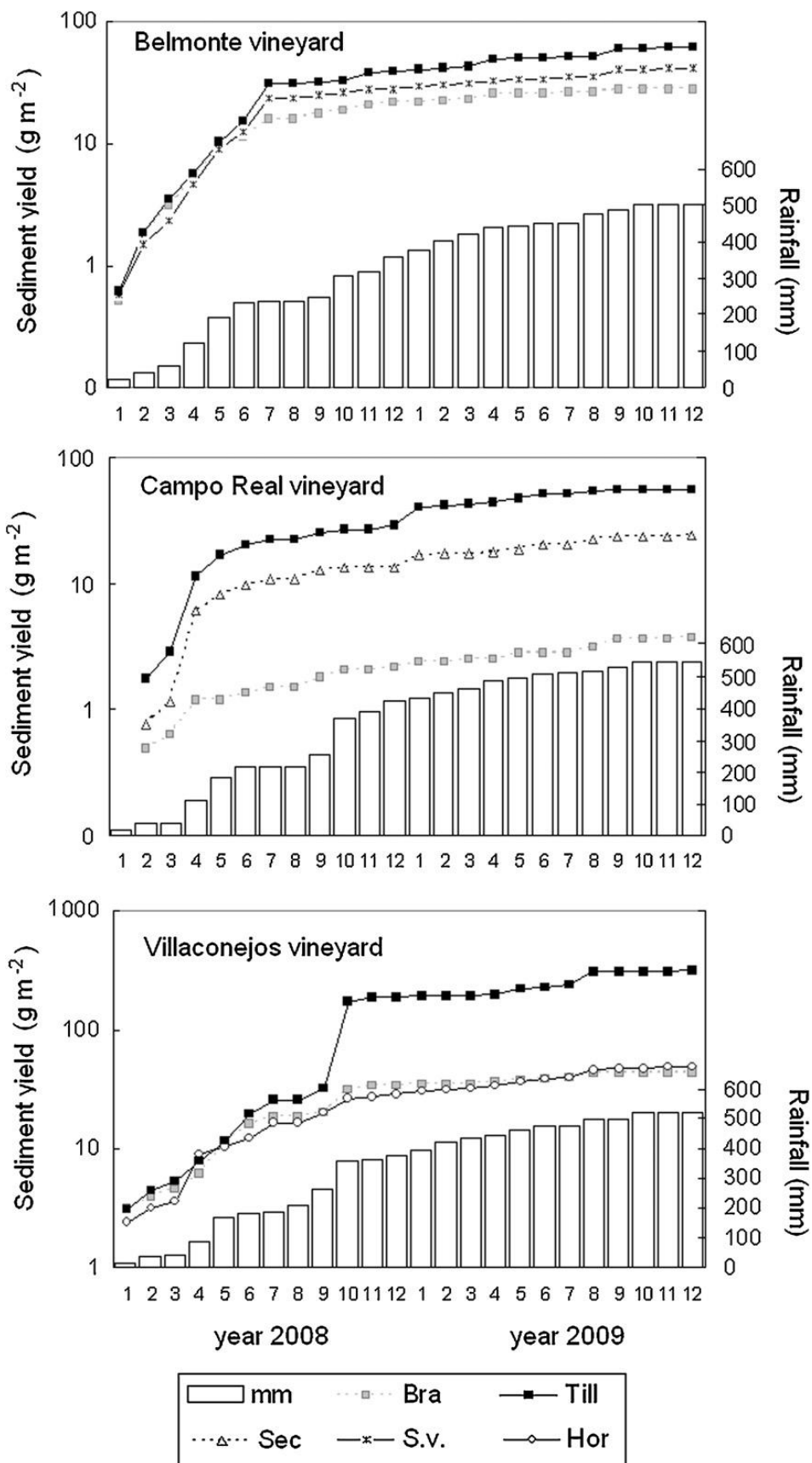


Figure 2.2.3. Accumulated soil loss (g m^{-2}) along the two years of trails in the three vineyards. Till: traditional tillage; Bra: *Brachypodium distachyon* treatment (permanent cover crop), S.v. spontaneous vegetation; Sec: rye (*Secale cereale*); Hor: barley (*Hordeum vulgare*).

The total accumulated soil losses in this two-year period for the tillage treatment were 70, 71 and 357 g m⁻² in Belmonte, Campo Real and Villaconejos, respectively (Table 2.2.5). Higher values were noted in 2008 (47, 41 and 209 g m⁻²) than in 2009 (23, 30 and 148 g m⁻², respectively). These differences resulted from differences between years in the rain erosivity.

Table 2.2.5. Annual soil loss (g m⁻²) every year and averages. Every datum is the mean of three replicates per treatment in each vineyard. Data in 2009 were collected until October, when the second grape harvest took place. Different letters indicate significant difference between treatments in the same vineyard (P<0.05).

Vineyard	Annual sediment yield (g m ⁻²)			Reduction compared with traditional tillage			Mean soil loss per event (g m ⁻² event ⁻¹)
	year 2008	year 2009	Σ Sediment yield in two years	year 2008	year 2009	Mean	
Belmonte	<i>14 rain events</i>	<i>9 rain events</i>					
Till	47.0	23.1	70.1	-	-		3.0 a
Bra	26.6	6.4	33.0	43%	72%	58%	1.4 b
Sp. Veg.	33.3	14.0	47.3	29%	40%	34%	2.1 ab
Campo Real	<i>14 rain events</i>	<i>10 rain events</i>					
Till	40.7	29.8	70.5	-	-		2.9 a
Bra	3.2	1.6	4.8	92%	94%	93%	0.2 b
Sec	18.8	11.7	30.5	54%	61%	57%	1.3 c
Villaconejos	<i>15 rain events</i>	<i>13 rain events</i>					
Till	209.1	148.1	357.1	-	-		12.8 a
Bra	43.7	11.4	55.1	79%	92%	86%	1.9 b
Hor	38.9	24.7	63.7	81%	83%	82%	2.3 b

The permanent *Brachypodium* cover significantly reduced soil loss (Table 2.2.5). This cover was more efficient in Campo Real: the soil loss was 93% lower than that resulting from traditional tilling. Compared with traditional tilling, the permanent cover reduced soil loss by 58% at Belmonte and by 86% at Villaconejos.

The covers mowed in spring also reduced the soil loss during the study. Compared with tillage, the spontaneous vegetation at Belmonte reduced erosion by 34%. It is noteworthy that the degree of protection against erosion increased over the course of the test. The reduction produced by this cover in 2009 was greater than that in 2008.

Compared with tillage, the rye cover at Campo Real reduced soil loss by an average of 57%. The barley treatment in Villaconejos was also very efficient at protecting the soil, reducing erosion by an average of 82%. The values for 2008 and 2009 did not differ.

Figure 2.2.3 shows that soil loss occurred steadily, despite certain erosive events that interrupted this trend and caused the abrupt loss of larger amounts of soil. For example, the unusual storms in October 2008 produced an average (n=3) of 140 ± 82 g m⁻² of sediment loss in Villaconejos, in contrast with the median value of 3.4 g m⁻² event⁻¹ observed in this location over the study period. Erosion is not linearly related to the amount of rainfall. The amount of erosion produced by rain usually depends on the intensity of the rain, its kinetic energy or R factor (Wischmeier and Smith, 1978). A

more in-depth study of this topic requires knowledge of the complex relationship between rain intensity and soil loss.

Table 2.2.4 shows the values of OM, N and P at the end of the study and their corresponding enrichment rates in the sediment lost to water erosion in the tillage treatment tests where the greatest soil loss was observed. The enrichment ratio of the OM in the sediments lost from these vineyards ranged from 1.4 to 2. We should note that it is precisely the most OM-deficient soil that shows the highest loss ratios. The enrichment ratios for N and P were all greater than 1. At Belmonte and Campo Real, the ER values were approximately 2. During this low-erosivity period, the eroded sediments were enriched in both OM and nutrients.

2.2.3.4. Runoff

No statistically significant differences in runoff were found by the study. One reason for the difficulty of detecting such changes is that runoff is highly variable (Table 2.2.6). The coefficients of variation of runoff calculated for the same treatment were between 22 and 25% for Belmonte, between 25 and 41% for Campo Real and between 18 and 22% for Villaconejos.

A second reason for the difficulty of detecting changes in runoff is that the method used is reliable under controlled laboratory conditions but has numerous drawbacks under field conditions. The measuring device uses electrical impulses. The system gave false readings on various occasions as a result of electrical contact caused by rodent bites. Despite the numerous repairs, some of the impulses recorded were of questionable validity, and many were rejected as invalid. Only those runoff values that we regard as being accurate are presented here.

Table 2.2.6. Average Runoff coefficient and Runoff per event ($n > 111$ data from erosion plots). The runoff coefficients were calculated comparing the rate runoff/rainfall event in each location.

<u>Vineyard site</u>	<u>n events</u>	<u>Tillage</u>	<u>Brachypodium</u>	<u>variable treatment</u>
Runoff coefficient (%)				
Belmonte	141	0.44%	0.30%	(1) 0.34%
Campo Real	111	2.07%	0.61%	(2) 1.10%
Villaconejos	121	11.37%	1.76%	(3) 2.65%
Average runoff per event (mm) Mean \pm Standard Deviation				
Belmonte	141	0.046 \pm 0.10	0.032 \pm 0.08	(1) 0.035 \pm 0.008
Campo Real	111	0.127 \pm 0.052	0.056 \pm 0.014	(2) 0.077 \pm 0.027
Villaconejos	121	0.829 \pm 0.148	0.129 \pm 0.028	(3) 0.193 \pm 0.039

(1): Spontaneous vegetation; (2): *Secale cereale*; (3): *Hordeum vulgare*

For this reason, no average monthly or annual data on runoff coefficients are available. However, during numerous storms we were able to measure runoff rates and detect differences between the treatments. The results shown in Figure 2.2.4 underscore the progressive increase in the accumulated runoff rate caused by the tilling treatment.

Table 2.2.6 shows the values obtained for this parameter for those storms that produced valid measurements. The runoff coefficients in the tilled treatment were the highest. The values found were 0.44 (Belmonte), 2.07 (Campo Real) and 11.37% (Villaconejos). Despite the initial increase in infiltration resulting from tillage, the effect is the opposite on a yearly scale. The permanent cover of *Brachypodium* reduced the runoff coefficient to 0.30, 0.61 and 1.76 %, respectively. The average reduction in the runoff coefficient ranged from 32 to 85%. The other treatments also reduced runoff in the different vineyards to various degrees (Table 2.2.6).

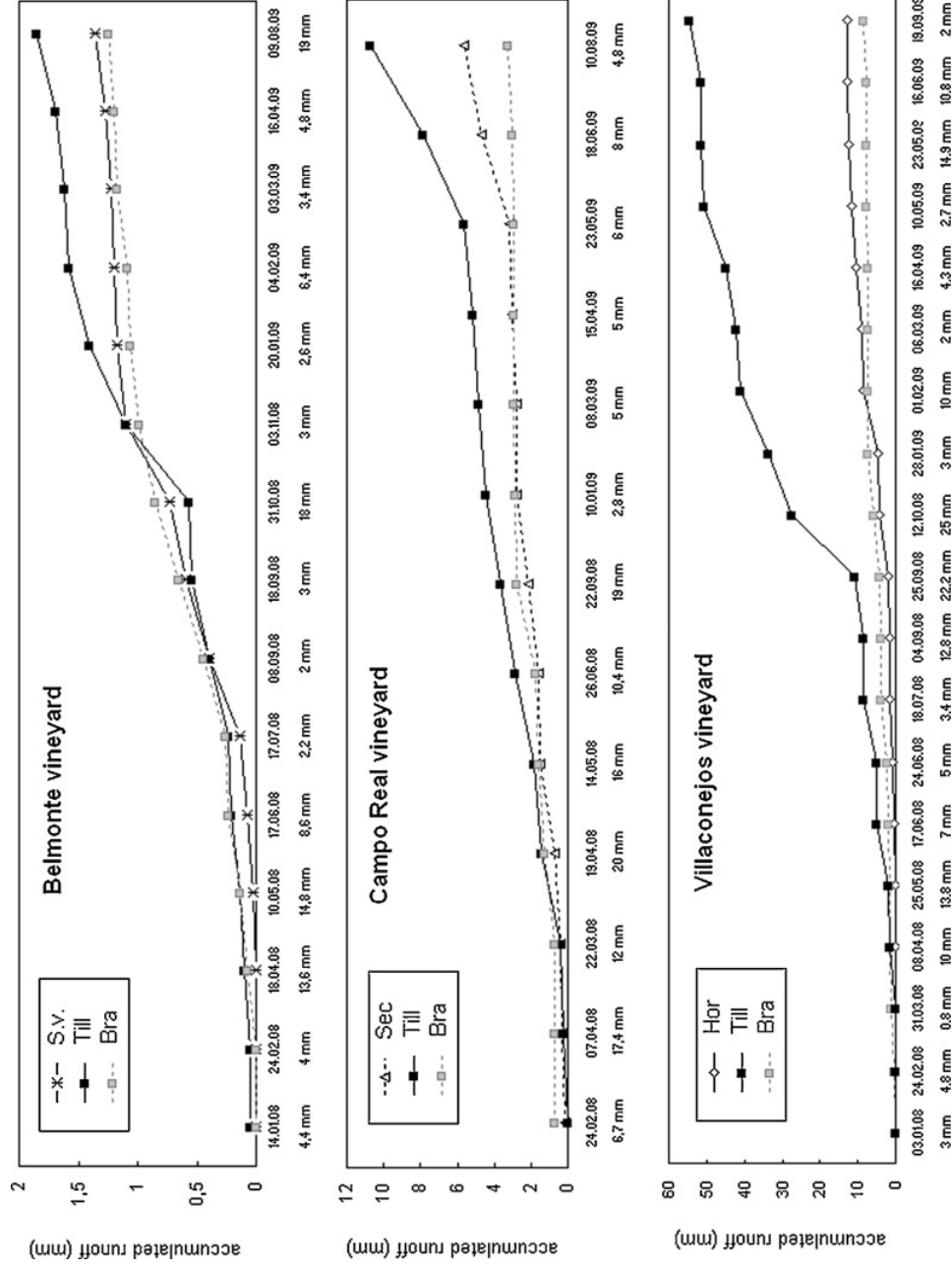


Figure 2.2.4. Accumulated runoff (mm) in the different treatments and vineyards during the most intense rains (mm) from January/2008 to September/2009; Till: traditional tillage; Bra: *Brachypodium distachyon* treatment (permanent cover crop); S.v. spontaneous vegetation; Sec: rye (*Secale cereale*); Hor: barley (*Hordeum vulgare*).

2.2.3.5. Soil moisture

The temperatures during the study years were greater than the 25-year average, and the dynamics of the precipitation during the study were extremely irregular.

As is often the case in research involving cover crops in vineyards, the soil moisture was similar in all the treatments at the beginning of the season. However, changes arose as the season progressed. In general, soil moisture decreased gradually over the summer. Rainfall was absent until September or October. Subsequently, the autumn rains helped to raise the soil's water content.

Figure 2.2.5 shows the variations in soil moisture at depths of 10 and 35 cm during the different phases of vine growth. In the *development phase*, considered the most important to the vine's future yield, the traditional tillage treatment tended to produce soils having a greater moisture content in all vineyards or showing no statistical differences from the other two treatments, for the surface as well as for the 10- and 35-cm depths.

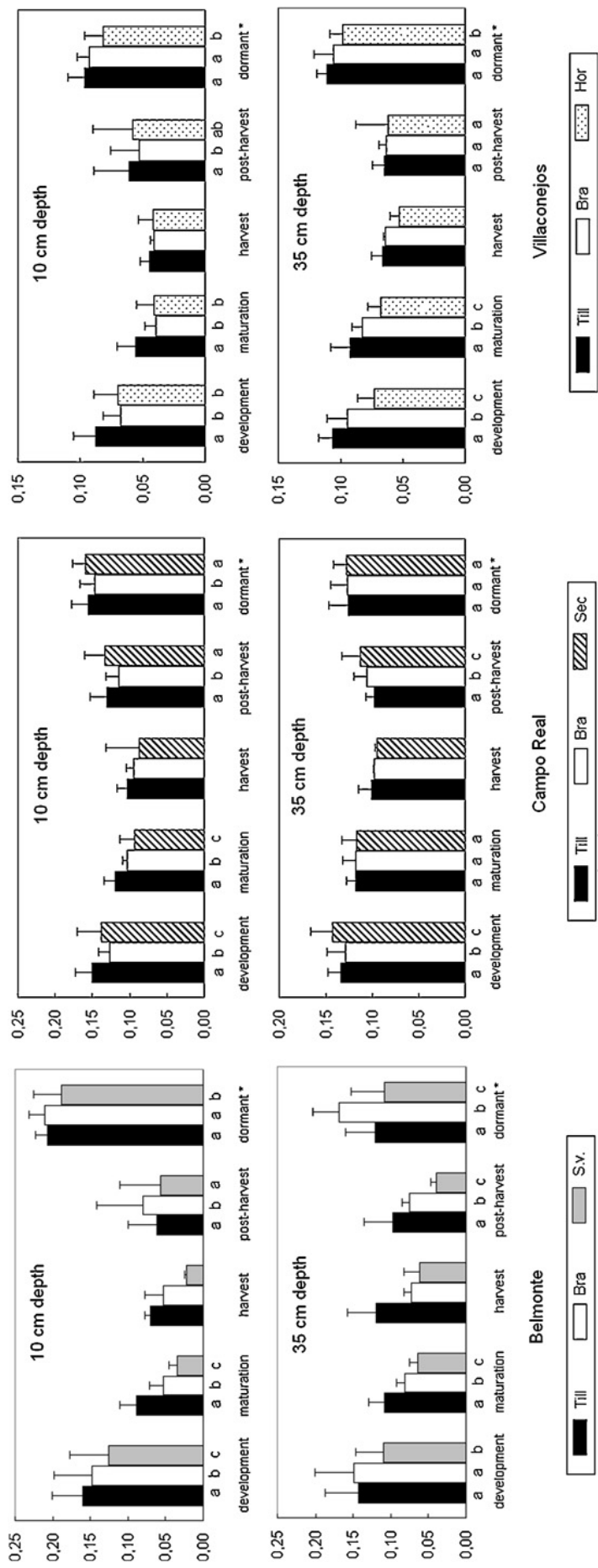


Figure 2.2.5. Average and Standard Deviation of volumetric soil moisture ($m^3 m^{-3}$) in the different phases of water demand in the vines. Till: tillage; Bra: *Brachypodium*; S.v.: spontaneous vegetation; Sec: *Secale*; Hor: *Hordeum*. Number of data: development $n=244$; maturation $n=175$; post-harvest $n=64$; dormant $n=120$; harvest $n=2$, the few data of soil moisture in the harvest day impede the use of ANOVA data analysis to establish significant differences between treatments in this day. Dates of harvest: Belmonte 16/09/2008 and 04/09/2009; Campo Real 29/09/2008 and 03/09/2009; Villacañejeos 30/09/2008 and 23/09/2009. The dormant phase starts on Nov 08 and lasts until Feb 09. Different letters mean significant differences between treatments ($P < 0.05$).

The findings for the *maturation phase* are similar to those for the development phase. With the exception of the Campo Real vineyard, the tilled soil contained significantly more moisture at 35 cm than any other treatment. However, the moisture content of the tilled soil in the months following the harvest and in the dormant phase changed progressively. In general, its final values were equal to or even lower than that of the grass-covered treatments.

In contrast, the spontaneous vegetation treatment always exhibited a lower moisture content than the other two treatments at Belmonte. This was the case both during the vine's active vegetative cycle and during the dormant phase.

The permanent *Brachypodium* cover always yielded drier soil at the surface (10 cm) during the vine's development and maturation phases. At 35 cm, the soil tended to be drier or similar to tilled soil. This situation persisted during the post-harvest phase. This cover exhibited the highest moisture after the autumn rains in Belmonte.

The *Secale* covers, cut in spring and with mulch subsequently remaining on the ground, did not appear to affect soil moisture. The values found were equal to or greater than those for traditionally tilled soil for most of the phases.

The *Hordeum* covers, also cut in spring, exhibited an equal or greater moisture content than that produced by *Brachypodium* at 10 cm. However, they produced a lower soil moisture content at 35 cm.

2.2.3.6. Vine production

During the months of maturation (May to June), the temperature was an average of 2.5 degrees higher in 2009 than in 2008. The average temperature remained one degree higher each month until harvest. The resulting high transpiration rates and the low precipitation caused a significant reduction in the harvest.

The permanent *Brachypodium* cover caused a 54% decrease in production (Table 2.2.7; average for 2008 and 2009 at Campo Real and Belmonte). This reduction was more apparent during the second year. A decrease in yield was also recorded at Villaconejos.

The spontaneous vegetation treatment at Belmonte also lowered the yield by an average of 44%. The reduction was more significant in 2009. However, as shown in Table 2.2.7, this reduction was not as great as that produced by the permanent cover.

Neither the rye cover at Campo Real nor the barley cover at Villaconejos caused any significant decreases in production, compared with the tillage plot.

Table 2.2.7. Vine production in different vineyards and treatments. Different letters mean significant differences between treatments ($p < 0.05$).

Vineyard and treatment	Number of vines	Kg vine ⁻¹ y ⁻¹ 2008	Kg vine ⁻¹ y ⁻¹ 2009
Belmonte			
Date of harvest		16th. September	4 th . September
Tillage	50	1.64 ± 0.35 a	0.84 ± 0.14 a
<i>Brachypodium</i>	50	1.19 ± 0.12 ab	0.09 ± 0.03 b
Spontaneous vegetation	48	1.14 ± 0.27 b	0.35 ± 0.09 c
Campo Real			
Date of harvest		29th. September	3rd. September
Tillage	50	1.02 ± 0.39 a	1.12 ± 0.33 a
<i>Brachypodium</i>	50	0.63 ± 0.16 b	0.43 ± 0.33 b
Rye (Sec)	50	1.22 ± 0.12 a	1.14 ± 0.42 a
Villaconejos			
Date of harvest		30th. September	23th. September
Tillage	40	8.83 ± 2.09 a	2.59 ± 0.65 a
<i>Brachypodium</i>	38	7.53 ± 1.19 a	2.37 ± 0.74 a
Barley (Hor)	40	7.59 ± 2.43 a	1.44 ± 0.21 a

2.2.4. Discussion

2.2.4.1. Topsoil changes

The soils of the vineyards studied are thin and impoverished in OM and nutrients. These variables did not change over the duration of the study in the tillage treatment. The cation exchange capacity (e.g., the nutrient availability) of these soils was quite low, between 5.01 and 13.75 cmol_c 100g⁻¹. A range of 15-25 cmol_c 1000 g⁻¹ soil is considered normal in silt loam soils, such as those included in the study. Only the soil in Campo Real was at the lower limit of this normal range. Another feature shared by all three vineyards is a low OM content, ranging from 0.85 to 1.27 % at the start of the study and 0.6 to 1.29% at the end for the tillage treatment. The total N content was also similar over the course of the study in the tillage treatment, varying from 0.02 to 0.11% at the start and from 0.03 to 0.11% at the end. The actual values of available P in the topsoil were 8 to 21 mg kg⁻¹, or 10 to 27 kg ha⁻¹ of P. These figures are at the lower limit for nutrient stocks and could jeopardize the future development of vegetation after the abandonment of vine production. It is considered that values of P stock below 20-30 kg ha⁻¹ may begin to limit the development of vegetation, according to general guidelines (Bond, 2010). Therefore, we are dealing with vulnerable soils that are actually managed by tillage. However, tillage management is no longer considered to be the best practice for conducting sustainable agriculture (Ben Moussa Machraoui *et al.*, 2010).

The content of OM in the topsoil was significantly greater at the end of the study in the cover crop treatments. The two most important benefits of permanent covers are that they supply material to the surface of the soil, and that they decrease the soil temperature produced during the warm months slows the annual rate of OM mineralization. Cover crops can reduce decomposition by reducing the soil temperature (Maréchal *et al.*, 2008). The longer trial at Campo Real led to an increase in OM in both treatments, *Brachypodium* and rye. A similar trend in OM was detected in the other two vineyards, but more time is probably needed to achieve the beneficial effect of cover crops on OM. This result is consistent with previous findings. Four years after grassing,

a significant increase in the soil carbon organic content was observed in a French Mediterranean wine-growing area (Leonard, 2003). Similarly, Steenwerth and Belina (2008) found that after five years, cover crops enhanced soil organic carbon content in vineyards compared to tillage management.

2.2.4.2. Plant cover

The *Brachypodium* treatments and the three mowed covers of spontaneous vegetation, rye and barley produced changes in plant cover that resulted in different changes in the condition of the soil. *Brachypodium* reached its maximum height in mid-spring. Because this treatment is not cut and new plants germinate each year, the plant cover over the vineyard rows was almost complete by the end of the study. The spontaneous vegetation was sparse (10-25% plant cover) at first and grew to moderate levels in the second year (up to 40%). This level was maintained over the entire year without any disturbance of the soil. This outcome was the result of the greater protection furnished by the spontaneous vegetation over time as the cover expanded (Bienes *et al.*, 2005). The management of the cereal covers, rye and barley, produced periods of weak cover and soil disturbance during the annual seeding in winter. This difference in the annual vegetation and management cycles of the cover crops resulted in different degrees of soil protection that influenced the erosion processes, runoff and soil moisture.

2.2.4.3. Erosion

The traditional tillage in the study vineyards produced an average soil loss of 166 g sediment m⁻², resulting from water erosion. Losses of between 0.1 and 18.4 g m⁻² event⁻¹ in vineyards have been reported for storms with rainfall amounts below 25 mm (Raclot *et al.*, 2009). Storms similar to these occurred over the study period. In long-term studies of vineyards, methods different from those used here have estimated permanent annual soil loss rates of 2 kg m⁻² y⁻¹ (Casalí *et al.*, 2009). Although this rate exceeds those found here, the low erosivity of the rainfall over the period analyzed in our study must also be considered.

The *Brachypodium* cover was more efficient in Campo Real than at other locations because the cover had been present longer, since 2006. As mentioned above, the soil cover was almost complete at the end of the study.

The cereal crops, rye in Campo Real and barley in Villaconejos, showed no differences between 2008 and 2009 because the cover grew from seed after the new sowing each year. Compared with tilling, these covers reduced soil loss on average by 57 and 85%, respectively.

A recent scientific review proposes values of 30 to 140 g m⁻² y⁻¹ as tolerable soil erosion rates in Europe (Verheijen *et al.*, 2009). These authors recommend reducing the actual erosion rate to reach this tolerable range, particularly in tilled arable agriculture. Even at seemingly low rates, eroded sediments are rich in OM and nutrients (Marques *et al.*, 2008b). The loss is, therefore, qualitatively important and may have a considerable impact on vineyard sustainability (Quiquerez *et al.*, 2008). This selective transport by erosion is highlighted by our estimates of the enrichment ratios of nutrients in the sediments. These findings are similar to those of other authors and may be attributed to

the greater amount of clay occurring in the sediment than in the soil where the nutrients originated (Xingchang *et al.*, 2004). They are more easily transported by erosion, especially by interrill erosion (Schiettecatte *et al.*, 2008), which is the erosion type that the system of plots used in this study is capable of measuring.

The vineyard at Villaconejos showed the highest sediment losses observed in the study. This location experienced the highest rain erosivity during 2008 and lost greater amounts of soil. Only three events in 2008 accounted for 60% of the total erosivity of the year. Nevertheless, the R Factor (Wischmeier and Smith, 1978) for this period was less than $400 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ year}^{-1}$, and it can be considered low taking into account that $700 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ year}^{-1}$ is considered the usual value of the R Factor for this region in the center of Spain (van der Knijff *et al.*, 2000). Most of the soil loss caused by erosion can result from a few erosive events, as described previously (González-Hidalgo *et al.*, 2007; Bienes and Marques, 2007). This soil is in a state of physical degradation, as shown by its low aggregate stability (Marques *et al.*, 2010). Not unexpectedly, this location has a long history of grape production. The age of the vineyard is 40 years, the greatest age of any vineyard included in the study. The results for the other two locations generally show that a vegetation cover treatment would allow nutrients and OM to be retained in the soil. In contrast, the high rate of soil loss observed for the spontaneous vegetation treatment in Belmonte occurred despite this treatment's progressively greater coverage rate because it was initially very irregular and left large areas of the soil unprotected.

2.2.4.4. Runoff

Runoff can have adverse effects on soil conservation because it is strongly associated with the loss of sediments (Marques *et al.*, 2008b). Tillage serves mainly to reduce soil compaction, to remove unwanted vegetation and, in drylands, to increase water infiltration. In this study we found that after tillage, the soil initially exhibited a high infiltration rate, though it soon became compacted. By causing a greater degree of structural deterioration than treatments with vegetation covers, this compacting effect results in higher runoff rates. Despite the initial increase in infiltration from tillage, on a yearly scale the effect is the opposite. In all three vineyards studied, the runoff coefficient was highest in the tilled treatment, between 0.4 to 11.4%. The treatment that best controlled runoff was *Brachypodium*, which maintains a permanent cover throughout the year and resulted in lower runoff than that observed in any of the cut treatments in any location. Nevertheless, the treatments with cut cover crops still exhibited reduced runoff rates of 23, 47 and 77% at Belmonte, Campo Real and Villaconejos, respectively, compared with traditional tillage. To understand the variability in runoff rates, we need to consider the intensity and duration of the storms as well as the moisture in the soil at the time of the storm. However, this subject is not the focus of the current paper because these data are still in the preparation stage. Other authors working in vineyards have found moderate runoff coefficients from 0.1–0.25%, corresponding to the high infiltration capacity obtained just after plowing (Arnaez *et al.*, 2007). Considerable variation in runoff coefficients, ranging between 0.7 and 12.1%, has also been demonstrated in tilled soils in an area with an average slope of 8% (Raclot *et al.*, 2009).

2.2.4.5. Soil moisture

To analyze the effects of the treatments in soil moisture, we must consider the phenological cycle (March to September) of the rainfed vine and the subsequent trend in its water demand. In a Mediterranean climate, the availability of water in the soil does not coincide with the vine's requirements. The resulting water stress is, to a certain extent, desired by wine growers for producing a high-quality wine. This stress has to be carefully managed, however, because an excessive water deficit could lead to a decrease in production.

Soil moisture is a clear reflection of weather conditions. The treatments used in this study revealed a more complex pattern of causation in which soil moisture was controlled by rainfall at certain times of the year, whereas at other times it depended on the growth, water consumption and transpiration of the vegetation.

The tillage treatment exhibited the highest soil moisture content during the vine's vegetative cycle. This outcome was initially the result of the increased porosity obtained from tilling. Later, the soil moisture content remained high because the tillage treatment, unlike other treatments, does not suffer from the effects of grass transpiration (Monteiro and Lopes, 2007). In fact, all of the rain that falls in late autumn or winter is available to the grasses (Celette *et al.*, 2005). This consumption can negatively affect the subsequent development of the vine (DeWitt, 1982), which does not start its vegetative cycle until March or April.

Nevertheless, grass covers compensate for this drawback through greater infiltration rates (Moret *et al.*, 2006; Celette *et al.*, 2008, Ruiz-Colmenero *et al.*, 2010). This effect is particularly noticeable during the dormant phase. At this stage, after the autumn rains, the *Brachypodium* treatment tended to show a moisture value at 35 cm similar to that of tilled soil.

The barley treatment showed lower soil moisture at depth. This finding may be a consequence of the plant's radicular distribution, which extends deeper than *Brachypodium's* and is more efficient at that depth. The rye treatment in Campo Real did not affect soil moisture. The value of soil moisture for the rye treatment was similar to that measured in the tillage treatment. This result indicates that the seeding rate and management were correct in this young vineyard.

The subterranean component of the vegetation also influences the vineyard. The roots of the grasses in the rows grow to a depth of 12-20 cm. This observation is consistent with the previous finding that the roots reach a maximum density at 15 cm, after which they progressively thin out and are practically nonexistent by 95 cm (Celette *et al.*, 2008).

The situation is not necessarily the same for the spontaneous vegetation treatment, which tended to exhibit low soil moisture. We attribute this phenomenon to the greater spatial and temporal biodiversity of the vegetation (Bienes *et al.*, 2005). The spontaneous vegetation includes annual broad-leaved weeds and their corresponding root system. Even after cutting, the root system is capable of proliferating and consuming moisture throughout the year, whereas the moisture consumption of grasses reaches a maximum in the spring and subsequently tapers off, either after cutting or from wilting. Monteiro and Lopes (2007) concluded that the resident (spontaneous)

vegetation, without sowing, was the best choice for a cover crop in vineyards in central Portugal. In that region, the annual rainfall was approximately 500-900 mm y⁻¹. However, our study did not reach the same conclusion. In our study area, the annual rainfall was approximately 400 mm y⁻¹.

2.2.4.6. Vine production

Vine production reflects the combined impacts of soil treatments and meteorological effects. The very dry spring in 2009 greatly influenced yield and resulted in an early harvest.

Nevertheless, the tillage treatment vines tended to exhibit the highest production. These high production levels may reflect the lack of competition and the considerably greater abundance of vine roots in weed-free soil (Morlat and Jacquet, 2003). The treatments that produced lower yields did so to varying degrees. The average decreases in yield ranged from 29 to 54%. A less pronounced decrease in yield, between 10% and 30%, has been reported in other vineyards with vegetation covers (Maigré, 1999; Le Goff-Guillou *et al.*, 2000).

The *Brachypodium* treatment produced a significant decrease in yield in Belmonte and Campo Real, both young vineyards, but not in Villaconejos. This difference was probably a consequence of the more advanced age of the vines in Villaconejos, estimated as 40 years by the owner. The root systems of these vines were assumed to have reached maximum extension. They would then have a greater capacity for water uptake (Morlat and Jacquet, 2003; Guix, 2005, Mulia and Dupraz, 2006).

The low output of the Belmonte vineyard resulted from the excessive salinity and the low content of OM and phosphorus in the soil. In each instance, the reduction in yield caused by the cover treatments was more evident during the second year. This outcome seems to indicate a cumulative competition effect, at least in this case, in which no additional fertilizer was added. Other authors have found that the vines would adapt to the presence of vegetation covers. The evidence for adaptation included the distribution of roots and the depth at which the vines obtained water (Miller, 1986). Extended studies are needed to evaluate the possibility of adaptation to these permanent cover crops.

Neither the barley nor rye covers (in Villaconejos and Campo Real, respectively) caused decreases in vine production. This finding shows that the cutting of cereal cover crops is more suitable for safeguarding production in semiarid areas, though it would require purchasing seeds annually.

The vegetation covers allow farmers to control production under normal weather conditions and in more humid climates. This approach is applicable in the case of certain Protected Designations of Origin. Indeed, very prolific varieties, such as *Malvar*, could exceed production limits. In this case, the “Wines of Madrid” Protected Designation of Origin allows a maximum production of 8000 kg ha⁻¹ y⁻¹ for white grapes and 7000 kg ha⁻¹ y⁻¹ for red grapes.

2.2.5. Conclusion

In the natural conditions studied in these steep vineyards, the advantages of the vegetation cover treatments for erosion control are obvious. Regardless of the soil type, the rows with a cover crop lost between 50 and 75% less soil in every vineyard than the rows with traditionally tilled soil. The use of cover produced an increase in the OM in the first few centimeters of soil. Overall, the cover prevented nutrient loss. The enrichment ratios for N, P and OM were on average 1.7 in the sediments produced from the traditionally tilled soil by erosion.

Cover crops also helped control runoff. In every treatment, the amount of runoff was less than the value found for tillage. This result demonstrates that under the conditions of the study and on an annual scale, higher infiltration occurs in the grass cover treatments than in traditional tillage management. These advantages were more evident for the permanent covers (*Brachypodium distachyon*) than in spring-mowed covers.

However, the use of these covers in rainfed vineyards creates a dilemma. The consumption of water by the cover crops represented a disadvantage under the low-rainfall conditions prevailing in our study. The problem was particularly acute in the case of permanent covers, which lowered grape yield by up to 54%. Despite the advantages that they produced by slowing erosion and providing OM, they would not be a viable option for farmers because of their unprofitability. Spontaneous vegetation consumes large amounts of water. If it is used for erosion control, it should be cut several times a year to avoid such adverse effects on production as the 44% decrease found in our experiment. Mowed grass covers, however, did not produce significant drops in production and offer protection against soil loss.

CAPÍTULO 3.

PAPEL DESEMPEÑADO POR LAS CUBIERTAS VEGETALES ANTE TORMENTAS DE ALTA INTENSIDAD

Durante el primer año de estudio se puso de manifiesto la variabilidad anual de la escorrentía y la erosión y la importancia de la intensidad de las lluvias y del tiempo transcurrido desde la última labor. En este capítulo se profundiza en los procesos erosivos durante tormentas de alta intensidad, teniendo en cuenta los cambios estacionales del suelo y las cubiertas. En el clima que nos ocupa, las tormentas de alta intensidad tienen un peso importante en la producción de sedimentos. Estas tormentas pueden producirse en cualquier momento, aunque son especialmente críticas en los meses de verano y otoño, tras un periodo de sequía que deja el suelo en un estado de mayor erosionabilidad. Las tormentas de alta intensidad tienen una frecuencia plurianual y son altamente variables, para evitar la incertidumbre que esto conlleva a la hora de su estudio, se optó por el uso de un simulador de lluvia que permite obtener datos en condiciones controladas. Para entender la variabilidad en los resultados se tuvieron en cuenta las circunstancias de la superficie del suelo según el tiempo transcurrido desde la última labor, la humedad previa del mismo así como el estado fenológico de la cubierta. Se escogió hacer este experimento en el viñedo de Campo Real ya que de los tres viñedos estudiados era el único que contaba con disponibilidad de agua suficiente para el simulador empleado.



Simulador de lluvia durante la simulación realizada en otoño en el viñedo de Campo Real

LAS CUBIERTAS REDUCEN LOS EFECTOS DE LAS TORMENTAS DE ALTA INTENSIDAD EN VIÑEDOS DE LA ZONA MEDITERRANEA

Resumen

El uso sostenible de los recursos del suelo es de vital importancia en terrenos agrícolas de Europa, dadas las altas tasas de degradación resultantes de los manejos actuales. Se compararon los efectos de dos cubiertas vegetales sembradas, una cubierta permanente de *Brachypodium distachyon* y otra cubierta de *Secale cereale* que se segaba anualmente y por lo tanto se resembraba cada invierno, con el laboreo tradicional aplicado en los viñedos en pendiente de esta zona del centro de España. Se utilizó la técnica de la lluvia simulada para medir la escorrentía y la erosión, aplicando una intensidad alta de precipitación (130 mm h^{-1}) sobre nueve parcelas de erosión de 2 m^2 de superficie. Se realizaron tres lluvias simuladas: la primera en verano al poco de una labor superficial de escarda dada al terreno en el tratamiento de laboreo tradicional, la segunda a principios de otoño y previa a la labor profunda habitual en la zona, y la última al poco de haber dado esta labor al terreno y que se dió simultáneamente a la labor preparatoria para la siembra en el tratamiento de *S. cereale*. Aunque las cubiertas redujeron el sedimento hasta cinco veces, los resultados mostraron una alta influencia de las condiciones estacionales. En verano, el suelo que estaba recién labrado con un apero de cincel (chisel) produjo la menor cantidad de escorrentía y sedimentos, pero este efecto no fue duradero. La compactación del suelo y el apisonamiento del mismo durante las labores de vendimia y poda facilitaron el sellado de la superficie antes de las siguientes lluvias. Consecuentemente, en la primera simulación realizada en otoño, tras varios meses desde la última labor, se produjo un coeficiente de escorrentía un 25% superior al registrado en verano, así como una mayor producción de sedimentos. Contrariamente a lo esperado, la siguiente simulación llevada a cabo a finales de otoño, tras la labor más profunda que se da en la zona, no sólo no redujo la escorrentía sino que aumentó la concentración de sedimentos. La preparación de la cama de siembra para *S. cereale* incrementó también la concentración de sedimentos en el agua de escorrentía. Los cambios observados en relación a la mayor compactación del suelo, medida a través de la resistencia a la penetración, obtenida con las cubiertas vegetales se atribuyeron al denso sistema de raíces. Se obtuvo una correlación entre la tasa de erosión y el porcentaje de cobertura ($R = -0,41$; $n=27$). La escorrentía, por su parte, resultó estar más relacionada con los parámetros vinculados con el estado de la superficie del suelo como la rugosidad. Nuestros resultados indicaron que el uso de cubiertas vegetales tiene el potencial necesario para reducir la escorrentía y la erosión en episodios intensos de lluvia sin la necesidad de aplicar labores al suelo, aunque los beneficios no se hacen evidentes hasta un año después de haberse instalado las cubiertas.

Palabras clave: erosión, escorrentía, simulación de lluvia, cubiertas vegetales, laboreo, viñedo

COVER CROPS REDUCE THE EFFECT OF HIGH INTENSITY STORMS IN MEDITERRANEAN VINEYARDS

Este capítulo reproduce el texto del siguiente artículo científico en revisión:

Ruiz-Colmenero, M., Bienes R., Eldridge, D.J., Marques M.J. 2012. Cover crops reduce the effect of high intensity storms in Mediterranean vineyards. Agricultural water management, En revisión.

Abstract

The sustainable use of soil resources in the Mediterranean basin is an important issue, given the high rates of land degradation resulting from current land management. We compared the effects of two cover crops, a self-sown permanent *Brachypodium distachyon* cover and a crop of annually mown *Secale cereale*, with traditional tillage in a steeply-sloping vineyard in semiarid central Spain. Runoff and sediment yield were measured following simulated, high intensity rainfall (130 mm h^{-1}) on nine erosion plots of 2 m^2 . Although averaged over all periods cover crops reduced sediment yields five-fold (0.81 g m^{-2}), respect Tillage (4.00 g m^{-2}), our results were strongly influenced by seasonal conditions, what resulted in a time by treatment interaction for both erosion and runoff yields. Soil recently tilled in summer with a chisel plough delayed runoff commencement reducing the production of sediment yield to various degrees, but the effects were only short-lived. The subsequent surface sealing under Tillage and the reduced soil structure resulting from trampling during the manual harvesting and pruning phases, produced a 25% greater runoff coefficient and greater sediment yield in the following autumn. The deeper ploughing in autumn to mitigate this effect contrary to expected enhanced sediment yield and sediment concentration. However seedbed preparation for *Secale* only resulted in a slight increase of the sediment concentration. Thus, we attribute the greater resistance to penetration beneath cover crops to the dense system of fine roots. We obtained a correlation between erosion yield and cover percentage ($R = -0.41$), but runoff showed to be more related to the soil surface condition. Our results indicate that the use of cover crops has the potential to reduce runoff and erosion enhancing infiltration without the need to cultivate the soil, although the benefits related with the enhancement of soil structure may not be obvious immediately.

Keywords: erosion, runoff, rainfall simulation, cover crop, tillage, vineyard

3.1. Introduction

Dryland agriculture is one of the most sensitive land uses in the Mediterranean basin due to the present and ongoing risk of land degradation caused by current agricultural practices. The ongoing farming using conventional methods compromises the sustainability of future agricultural production (Lal *et al.*, 2007). Spain is strongly affected by land degradation in agricultural use (López-Bermúdez and García-Ruiz, 2007) due to the large areas of rainfed crops located on sloping lands in a semi-arid environment (Martínez *et al.*, 2006). Orchards located on moderately steep slopes are characterized by large areas of bare soil (García-Ruiz, 2010), and can have soil erosion rates of up to 50 t ha⁻¹ year⁻¹ (de la Rosa *et al.*, 2000). The second most extensively-planted perennial crops in the Mediterranean basin is the grape vine, with Spain making up about one-eighth of the total of 7.6 million ha worldwide (OIV, 2012).

In drylands typical of the Mediterranean basin, the potential for rainfall to remove soil particles, i.e. its energy or erosivity, is highly dependent on intensity. Soils from the Mediterranean basin have been shown to be less stable following extended dry periods (Cerdeja, 1998). Storms during summer and at the beginning of autumn can be expected to produce runoff with a greater sediment concentration than similar storms in spring or winter. Thus, the study of high intensity events in dryland conditions is of great importance as most of the annual soil loss, and therefore the loss of nutrients, occurs in only very few storms (Martínez-Casanovas and Ramos, 2006).

In the semi-arid region of central Spain, 85% of the total soil loss from vineyards occurs between the middle of May and October (Bienes and Torcal, 1997; Bienes, 2005). Current climate change predictions for the Mediterranean basin are that it will experience a greater frequency of more high intensity rainfall events (Argüeso *et al.*, 2012). This will make it more difficult to sustain sufficient ground cover to maintain adequate levels of soil aggregate stability (Cerdeja, 2000). Thus there is likely to be an increasing risk of water erosion. Examination of alternative management practices is critical if agricultural producers in semi-arid areas are to maintain their production in the face of an increasingly difficult climatic conditions. It is essential, therefore, that managers and producers are aware of appropriate strategies to allow them to maintain production without increasing the risk of erosion.

The aim of our study was to assess the effectiveness of an alternative method, other than conventional tillage, of reducing runoff and erosion in a semi-arid vineyard in central Spain. While tillage along the slope along the slope has been shown to reduce soil erosion during rainfall events of average intensity, it is relatively ineffective during high intensity events (Arnaez *et al.*, 2007), and will therefore be unable to cope with expected high intensity storms expected to increase into this century. Cover crops planted between the rows of vineyards, however, have been shown to reduce soil loss during both low and high intensity events (Marques *et al.*, 2010). Cover crops would also be expected to provide additional co-benefits in the form of improved soil physical and chemical conditions, reduced nutrient loss and lower levels of water turbidity (Blavet *et al.*, 2009). Despite the putative environmental and agronomic benefits, cover crops are rarely used for erosion prevention in dryland vineyards (Marques *et al.*, 2010) largely because they are thought to compete with vines for soil moisture (Celette *et al.*, 2005).

We examined the effect of two cover crops, a permanent cover of *Brachypodium distachyon* and an annual sowing of *Secale cereale*, and compared the effects with traditional tillage. A secondary objective was to examine whether treatment effects differed across seasons (summer vs autumn) because might have an influence on water infiltration and therefore runoff and soil loss. Because natural storms are highly variable, it is difficult to use them to study the effects of changes in management on runoff and soil loss. Therefore, we used rainfall simulation which allowed us to collect data from similar rainfall events, under controlled conditions. Although the results from small plots are not directly transferable to larger areas, they can provide valuable insights into the effects of different management systems on soil loss.

3.2. Materials and methods

3.2.1 Study site and treatments

This study was carried out in a rainfed vineyard located at 820 masl with an average slope of 14 %, in Campo Real, central Spain (40° 21' N – 3° 22' W). The vineyard soil is a Calcic Haploxeralf (SSS, 2010) with sandy clay loam texture (clay, 23.6 %, silt 17.8 %, sand 58.6%). The climate is Mediterranean semiarid, with an annual average temperature of 14 °C, and an annual average precipitation of 378 mm (AEMET, National Meteorological Agency, data from 1971-2000). Most precipitation in the general area occurs in spring and autumn. Summers are hot and dry, and both summer and autumn are characterized by high intensity storms of short duration, which have a high impact on sediment yield.

The vines were planted on trellises which rows went from the top to the bottom of the slope. Vineyards in the area have a long history of being cultivated up and down the slope with traditional tillage to control weeds and enhance infiltration (Table 3.1). Ploughing is carried out mainly in two seasons. Two or three shallow passes of chisel plough set at depths ~8-10 cm are made in spring and beginning of summer, depending on rainfall, to control emergent weeds, as no pesticides are used in this vineyard. A deeper tillage (~15 cm) is typically made in autumn to reduce compaction (MARM, 2008). This labour is used in order to soft the hardening of the soil created along the summer and is supposed to enhance the infiltration of the following rainfalls in winter (therefore it is known as “winter tillage”).

Table 3.1. Description of the state of the soil for each treatment in the different seasons.

<i>Treatments</i>	<i>Tillage depth</i>	<i>and</i>	<i>Objective</i>	<i>Cover crops</i>
Spring-Summer	Several plough, shallow	chisel	Control weeds	Bare soil sealed after spring rainfalls; <i>Secale</i> mowed, straw left on surface
Autumn (AB)	Soil during harvesting	trampled grape	-	Cover crops trampled during grape harvesting
Autumn (AF)	Deeper plough		Enhance infiltration, cut surface roots of vines	Seed bed preparation for sowing <i>Secale</i>

Two vegetative cover crops were sown, 2 m wide, in the center of the rows of vines leaving a distance of 50 cm between the vines and the edge of the tillage. These cover crops to be compared with traditional tillage were: i) permanent cover of the grass *Brachypodium distachyon* (henceforth *Brachypodium*; initial seeding rate 40 Kg ha⁻¹), which was allowed to self sow, providing a continuous ground cover; ii) temporary cover of cereal rye (*Secale cereale*; henceforth *Secale*; annual seeding rate 70 Kg ha⁻¹), which is cut in spring with a weeder, being the cut material allowed covering the surface. The soil was not disturbed until the following autumn when the seed bed of *Secale* was prepared (Table 3.1).

3.2.2. Rainfall simulations

Our study was based on three replicate blocks, each containing the two cover treatments and traditional tillage. An erosion plot of 2 m² (4 m long by 0.5 m wide) was installed in each treatment (n=9). Two nozzles (Spraying Systems 1/3 HH 35 W) were used and the system was calibrated to provide homogeneous rainfall over 4 m² of soil at a pressure of 1.5 ± 0.2 kg cm⁻², which was regulated with a manometer during the simulations, being up to 15 minutes. The coefficient of uniformity of rainfall (Christiansen, 1942) was 86%, and the diameter of raindrops (D50) was 1.85 mm (Martínez-Mena *et al.*, 2001). The rainfall intensity was 130 mm h⁻¹, monitored during the simulations using six pluviometers placed evenly around each plot. The frequency of this rainfall is estimated in >10-year return period (Elias-Castillo and Ruiz-Beltran, 1979), but it is typical rainfall events that we may expect in the Mediterranean basin over the last half of the century as projected by changing climate (Argüeso *et al.*, 2012).

The simulations were carried out in two seasons, summer and autumn. The summer simulation (henceforth S) was carried out on dry soil that had been recently cultivated with a chisel plough in the previous late spring at a shallow depth to control weeds. In autumn, simulations were carried out twice, once on a sealed, dry soil (autumn before tillage; henceforth AB) that represented a typical soil surface about 4 to 5 months after the last weed control tillage. A second simulation (autumn after tillage; henceforth AF) was carried out after deeper tillage in autumn to enhance infiltration and the soil sown to *Secale*.

Runoff water and entrained sediment were collected in a Gerlach trough at the bottom of each plot. A tipping bucket system was connected to the Gerlach trough to measure total runoff yield. Two ECH₂O moisture sensors were also installed within each plot at depths of 10 and 35 cm. Runoff and soil moisture data were recorded with a Emb5 datalogger. Following initiation of runoff, a sample was collected every minute, oven dried, and the resulting mass of sediment determined. We also measured penetration resistance of the soil surface with a Eijkelkamp hand penetrometer with five replicates per plot. Orthogonal photographs of the surface of all nine plots were taken in the field, and the cover of stones and vegetative material (which included plants, surface litter and organic material), assessed using digital image analyses.

3.2.3. Statistical analyses

We examined differences in soil moisture, vegetation cover, sediment yield, runoff coefficient, sediment concentration and penetration resistance, with a balanced, mixed-model ANOVA with two error terms. The first stratum considered block and treatment

effects (Tillage, *Brachypodium*, *Secale*) and the second stratum effects at three different times (S, AB, AF) and its interaction with treatment. The analysis differed slightly for soil penetration, with the second stratum considering depth and the depth by treatment interaction. Prior to analysis, data were checked for homogeneity of variance (Levene's test) and normality using diagnostic tests in Minitab (1997). For all analyses, post-hoc significant differences between means were examined using Fisher's Protected Least Significant Difference (LSD) test where the effect was significant. The Spearman correlation test were carried out with the program Statistica 6.0 (StatSoft Inc., 2002.) in order to test the correlations between the variables measured.

3.3. Results

3.3.1 Initial soil conditions

From a physical-chemical point of view, this basic soil can be considered suitable for agriculture. The ratio C/N (11.4 ± 1.0) and the cation exchange capacity (17.2 ± 3.7 cmol_c kg⁻¹) were appropriate, it showed acceptable contents of total N (0.11 ± 0.03 %) and available phosphorus (38 ± 16 mg kg⁻¹), nevertheless the organic matter content (1.27 ± 0.25 %) was poor.

We detected significant differences in soil penetration resistance in relation to the three treatments ($F_{2,8} = 6.67$, $p = 0.02$), with a substantially harder soil surface under the two cover crops ($58 - 78$ N cm⁻²) than under tillage (30 N cm⁻²). Soil penetration was always greater at depth (78 N cm⁻²) than on the surface (33 N cm⁻²; $F_{1,12} = 30.72$, $p < 0.001$). Overall, there were no differences in soil moisture among treatments ($p = 0.85$). However, we did detect differences among dates, especially notable at 35 cm depth. At 10 cm there was similar soil moisture in both summer and autumn before tillage (0.13 m m⁻³) but it was lower than in autumn after tillage (0.16 m m⁻³; $F_{2,12} = 3.26$, $p = 0.074$). We did detect significantly less moisture at 35 cm in summer (0.09 m³ m⁻³) than autumn (0.14 m³ m⁻³; $F_{2,12} = 4.85$, $p = 0.029$).

In the first year, *Brachypodium* had low cover (~40%) and had still not reached its full potential, but because it was allowed to self-sow, cover increased every year. In general, total cover of live and dead plants and litter exceeded 90% on the *Brachypodium* treatment after the end of the first year, though values on the *Secale* and Tillage treatments varied seasonally. Over time, there was a general decline in cover from *Brachypodium*, through *Secale* to Tillage (Figure 3.1). We attribute the unusually high cover under the Tillage treatment prior to tillage in autumn (42% cover) to leaf fall in summer and the large mass of vine cuttings resulting from pruning (Treatment by Time interaction: $F_{4,12} = 16.0$, $p < 0.001$; Figure 3.1). This cover had largely declined to about 2% after tillage due to incorporation in the soil (Table 3.1). Cover of stones was consistent across the three treatments at 17 ± 4 % (mean \pm SD).

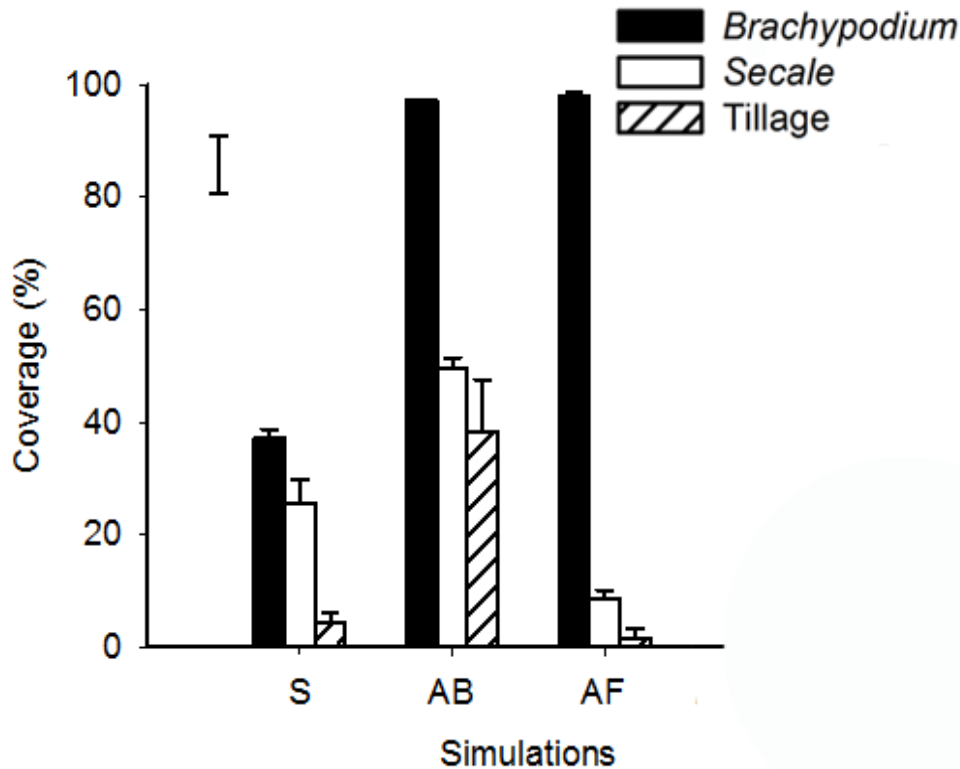


Figure 3.1. Mean (\pm SE) of vegetation coverage for each treatment and simulation. S: summer; AB: autumn before soil tillage; AF: autumn after soil tillage. Floating error bar represents the magnitude of significant difference of variations between treatments.

3.3.2 Runoff and sediment yield

Predictably, averaged over all period, runoff commenced significantly earlier under Tillage (2.6 min) and *Secale* (3.5 min) than under the *Brachypodium* (7.9 min; $F_{2,4} = 7.27$, $p = 0.047$), but the form of the runoff coefficient curves for the three treatments changed substantially between seasons (Figure 3.2). The runoff coefficient for Tillage indicated very little runoff in summer but substantial runoff in autumn, both before and after tillage with about 50% of applied rainfall lost as runoff towards the end of the simulation. Curves for *Brachypodium* and *Secale* however showed the opposite response. Averaged over all periods, we measured a significant greater yield of sediment under Tillage (4.00 g m^{-2}) than under either *Brachypodium* (0.94 g m^{-2}) or *Secale* (0.68 g m^{-2} ; $F_{2,4} = 9.22$, $p = 0.032$). While there was no difference in the coefficient of runoff among treatments or times (Figure 3.3a), we detected a significant time by treatment interaction consisting of substantially more runoff under the cover crops and less under tillage in summer than in the two autumn simulations ($F_{4,12} = 6.35$, $p = 0.005$). There were however major temporal trends in sediment yield, with an extremely low yield of sediment under tillage in summer, but substantial sediment yields under tillage in autumn, particularly after tillage (Time by Treatment interaction: $F_{4,12} = 5.11$, $p = 0.012$; Figure 3.3b). The trend was almost identical for sediment concentration, with substantially greater yield of sediment per litre of runoff water in autumn following tillage ($F_{4,12} = 8.69$, $p = 0.002$; Figure 3.3c). We detected a significant relationship between the coverage of the three treatments over the three simulations of the study and the average value of the sediment yield (Spearman's $n=27$; $R = -0.41$; $p = 0.035$; $t_{(n-2)} = -2.23$).

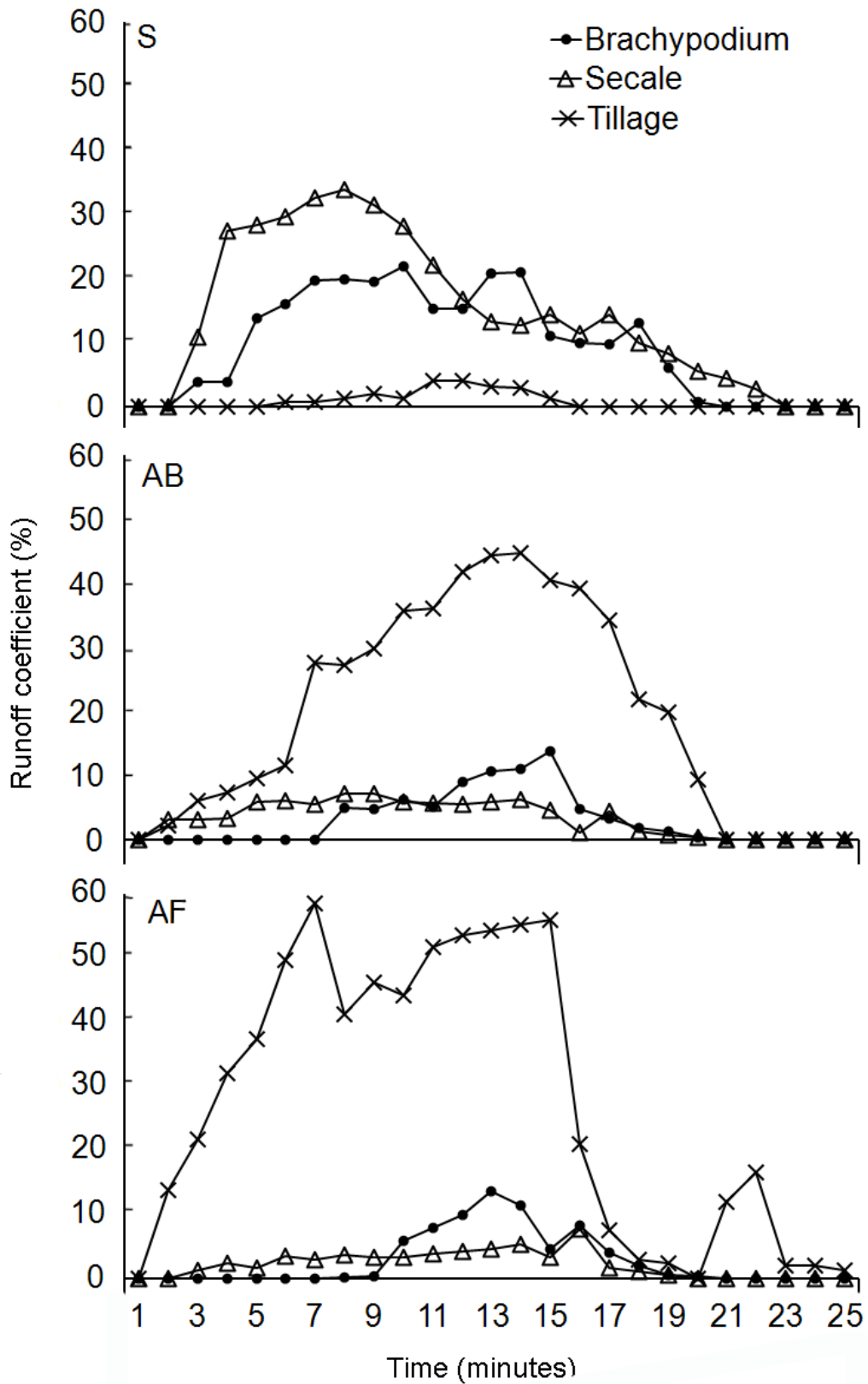


Figure 3.2. Mean (n=3 plots) of runoff coefficient along the simulations for each treatment. S: summer; AB: autumn before soil tillage; AF: autumn after soil tillage.

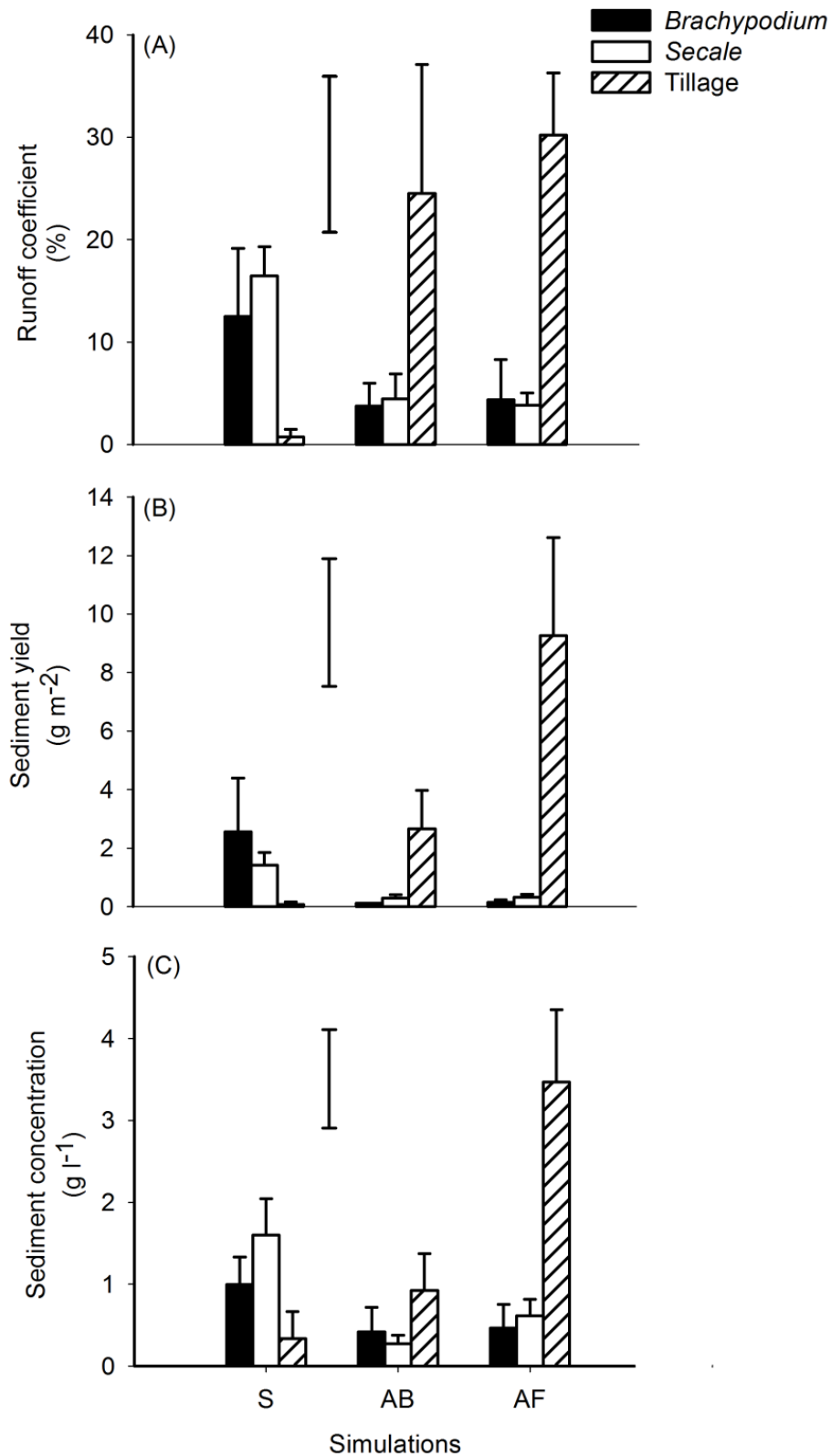


Figure 3.3. Mean (\pm SE) of (A) Sediment yield, (B) Runoff coefficient and (C) sediment concentration for each treatment and simulation. Within a simulation, different letters indicate a significant difference between treatments. Simulation effect: S= summer, AB= autumn before soil tillage, AF= autumn after soil tillage. Floating error bar represents the magnitude of significant difference of variations between treatments.

3.4. Discussion

Summer and autumn are critical seasons for soil degradation in the Mediterranean Basin due to the incidence of high-intensity, short-duration storms (Quiquerez *et al.*, 2008). This phase corresponds to the period of greatest water demand and consumption by grape vines, and a time when vineyard soils are driest and therefore most susceptible to erosion (Cerda, 1998).

Our study examined how management practices such as inter-row ploughing and the use of permanent and regularly-mown cover crops influenced runoff and erosion from a semi-arid vineyard in central Spain. We showed that tillage resulted in substantial runoff and sediment production in autumn, but not in summer. The presence of a permanent cover dominated by the grass *Brachypodium* and a mown cover of *Secale* effectively reduced sediment yield under simulated, high-intensity, short-duration storms. The results indicate that shallow tillage by chisel ploughing in summer may be an appropriate technique for reducing runoff, but that long-term reductions in the subsequent autumn periods are better managed with the use of cover crops. The effects of tillage depended, not only on soil moisture, but also on regional management practices such as depth of tillage, tools used, and the use of cover crops.

Contrary to expectations, tillage in summer resulted in substantially lower runoff coefficients, lower sediment yield, and reduced concentration of sediment than tillage in autumn. This may at first seem somewhat counterintuitive, but there are four potential explanations for the lower runoff and erosion in summer: 1) different levels of disturbance to the surface soil layers brought about by a shallower summer tillage; 2) reduced surface compaction by removal of the surface crust in summer; 3) greater surface roughness in summer than in autumn; and 4) less soil moisture in summer at 35 cm favouring infiltration process.

3.4.1 Summer tillage is shallower

Spring and summer tillages in Mediterranean vineyards are typically shallower than those in autumn. Spring/summer tillages are used mainly to control weeds (MARM, 2008) and therefore reduce loss of water over the dry summer period. In our study, tillage in summer delayed the commencement of runoff, and reduced sediment yield. Tillage in autumn, however, is a strategy used by farmers to reduce soil compaction at greater depths (Raper, 2005) and increase subsoil moisture during the ensuing spring and summer period by destroying the plough pan and increasing the depth to penetration of winter rainfall (MARM, 2008). This deeper tillage also promotes the downward growth of vine roots, allowing them to access water stored deeper in the soil profile. Tillage in autumn, however, failed to enhance infiltration, with similar levels of runoff before and after tillage despite the differences in surface roughness (Figure 3.3a). Our observations indicate that pre-tillage autumn runoff occurred mainly as interrill flow, which may not be capable of transporting all of the material mobilized by splash erosion (Everaert, 1991). This interrill flow would have been exacerbated by the large amount of surface sealing prior to tillage. After tillage, however, we observed that water tended to move along more concentrated flow paths (Gomez and Nearing, 2005), with peak flows initiated earlier, and over a more extended period (8-16 min) after tillage than before tillage (13-14 min; Figure 3.2). This may be partly explained by the increase in

soil moisture that was $0.13 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ before the simulated rainfall and $0.16 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ before the simulation with cultivated soil.

3.4.2 Tillage increases roughness and reduces surface compaction

Tillage allows farmers to increase surface soil roughness, and has been used widely as a short-term emergency measure to control water erosion (García-Moreno *et al.*, 2008; Vermang *et al.*, 2011). In our study, despite an intense summer storm of 130 mm h^{-1} , runoff was initiated in only one of the three cultivated plots at 9 minutes. We attribute this, in part, to the high level of surface roughness created by chisel ploughing (Table 3.1). Tillage increases roughness (Gómez *et al.*, 1999), creating pools where water is stored and enhances infiltration. The effects of surface roughness on runoff and erosion have been demonstrated from several areas in central Spain with similar soils and land use to our study. For example, García-Moreno *et al.* (2008) showed that chisel ploughing on soils with stony surfaces similar to our sites ($\sim 17\%$ stone cover), and with a long history of conventional tillage, created an extensively roughened surface. Similarly, Lopez *et al.* (1998) showed that in semi-arid areas, chisel ploughing can increase roughness more than other tools as mouldboard ploughing when the soil is dry. Winter tillage is done to reduce compaction in soil but it created a surface with fewer depressions that store less water.

Apart from its effect of prolonging the onset of runoff, the effect of roughness on total runoff volume may be influenced by slope. For example, Gomez and Nearing (2005) found no differences in runoff yield between rough and smooth surfaces on steep ($\sim 20\%$) slopes. The explanation for this phenomenon was that, although increased roughness delayed the commencement of runoff, the total volume of runoff from a greater number of shallower rills on a smoother surface was equivalent to that produced from fewer, deeper rills on a rougher surface (Gomez and Nearing, 2005). The mechanism for a roughness-induced reduction in runoff likely relates to increased surface detention of water and the tendency for rougher surfaces to reduce the connectivity, and therefore erosivity, of surface flows (Vermang *et al.*, 2011), delaying runoff until isolated ponds of water become connected. Under short-duration storms, before pools begin to be connected and rills appear, there is time for the water to infiltrate (Zobeck and Onstad, 1987) leading to a reduction of sediment yield. Tillage can also temporarily reduce the resistance to penetration compared with soils under cover crops (Marques *et al.*, 2010). We recorded a significantly greater resistance to penetration under the cover crops than under tillage, and penetration was particularly low in the surface 5 cm of the soil.

Nevertheless, the effect of tillage on surface roughness and compaction is only short-lived. Thus, surface roughness typically declines after a high intense rainfall event (Arnáez *et al.*, 2007) or under prolonged, moderate rainfalls (Vermang *et al.*, 2011) due to the breaking of unstable aggregates which cause the surface sealing (Gomez and Nearing, 2005), which can then promote runoff under even low falls of rainfall $<10 \text{ mm}$ (Pla and Nacci, 2001).

3.4.3 Cover crops reduce erosion

The sowing of cover crops has been shown to be a useful practice for reducing runoff and erosion in cultivated orchards such as olive (Le Bissonais *et al.*, 2004) or vineyards

(Novara *et al.*, 2011a) in the Mediterranean basin. In our study, we detected a negative correlation between plant cover and sediment yield ($R = -0.41$), but no relationship with runoff. A number of mechanisms might explain the reduced runoff and sediment yield in the presence of cover crops including: i) greater surface stability through increases in soil organic matter and the creation of macro-aggregates (Ruiz-Colmenero *et al.*, 2010), ii) enhanced topsoil structure and therefore less runoff and greater infiltration of water resulting from the more extensive grass cover (Ruiz-Colmenero *et al.*, 2011; Ruiz-Colmenero *et al.*, in review), and iii) greater levels of surface roughness and fibrous root system at top soil, which reduce the connectivity of overland concentrated flow (De Baets *et al.*, 2011) and extend the time period for initiation of runoff.

In our study, the great coverage of both cover crops in autumn corresponded to low levels of runoff and soil loss. Previous studies at this site have indicated that soil organic matter increases within two years of the establishment of permanent cover crops (Marques *et al.*, 2010). Elevated levels of soil organic matter result in reduced surface sealing by stabilizing macroaggregates (Verchot *et al.*, 2011). Similarly, we have demonstrated previously that cover crops lead to an increase in soil macroporosity, as well as increased aggregate stability, which overall have led to reductions in runoff and erosion (Ruiz-Colmenero *et al.*, 2010; Ruiz-Colmenero *et al.*, in review). Therefore, we attribute the greater penetration resistance under cover crops not to soil compaction *per se*, but to the high density of plant roots which aggregated soil particles.

Despite a substantial cover (~36%) of *Brachypodium* and *Secale* in summer, runoff and sediment concentration were relatively high, and markedly greater than that under conventional tillage. As well as total cover, the spatial distribution of cover can also influence soil loss (Boix-Fayos *et al.*, 2006), and our observations of both cover crops in summer indicate that plants were highly spatially discontinuous across the plots. Although *Secale* had been mown, and the cut material left as mulch on the soil surface, this material is relatively mobile and therefore ineffective at moderating runoff or reducing sediment movement (Jin *et al.*, 2009).

3.5. Conclusions

An examination of alternative approaches to tillage in semi-arid Mediterranean vineyards and orchards is timely, given emerging evidences that there will be a greater number of extreme climatic events in the Mediterranean basin during the latter half of this century.

In our study, runoff from vineyard soils was strongly influenced by a combination of different tillage practices and seasonal conditions. While chisel ploughing can be a useful technique for reducing soil compaction, the effects are only short-lived, as surfaces quickly seal, generally by the following autumn. Our results suggest that winter deeper tillage may not increase infiltration and lead to higher rates of erosion. However, the use of cover crops has the potential to reduce runoff, erosion and compaction without the need to cultivate the soil. As many of the benefits of cover crops relate to the enhancement of soil structure, changes are however likely to be slow, and the benefits may not be obvious until a year after their planting.

Cover crops will also have other co-benefits such as reduced reliance on the use of herbicides and improved soil health. There will also likely be financial and health benefits such as the selling cleaner produce on the EU markets and improved air and water quality resulting from lower levels of atmospheric dust and suspended sediment yield in aquatic ecosystems.

CAPÍTULO 4.

EVOLUCIÓN DE LOS PARÁMETROS FÍSICOS DEL SUELO

Se ofrecen aquí datos empíricos sobre la influencia de las cubiertas vegetales en los parámetros relacionados con la conservación del suelo. Además de los efectos más inmediatos de las cubiertas sobre la erosión tratados en los anteriores capítulos, es necesario tener en cuenta cómo interactúa el complejo suelo-planta, evaluando la influencia de las cubiertas sobre los parámetros físicos del suelo y sus consecuencias a escala plurianual en la vulnerabilidad del suelo a ser degradado. Debido a que los cambios en los parámetros en el suelo son lentos, este estudio realizó en el viñedo que se pudo estudiar durante más tiempo, el situado en Campo Real.



Muestra inalterada tomada en el viñedo de Belmonte de Tajo

LAS CUBIERTAS VEGETALES REDUCEN LA EROSION Y MEJORAN EL CARBONO ORGANICO DEL SUELO EN UN VIÑEDO DEL CENTRO DE ESPAÑA.

Resumen

La degradación del suelo y la pérdida de nutrientes y carbono orgánico son problemas medioambientales importantes en zonas agrícolas con clima semiárido. Un uso especialmente vinculado a estos problemas ambientales es el cultivo intensivo del viñedo, con un manejo tradicional que implica labores que alteran constantemente su estructura y lo dejan desnudo la mayor parte del año. Se examinó la efectividad de dos cubiertas vegetales para mejorar las propiedades físicas del suelo y reducir la erosión en el viñedo de Campo Real. La producción de sedimentos se evaluó mediante la instalación de parcelas de erosión de 2 m² cada una, de las cuales se utilizaron tres réplicas por cada manejo a evaluar: laboreo tradicional, una cubierta permanente de *Brachypodium distachyon* y una cubierta segada en primavera de *Secale cereale*. Las parcelas de erosión bajo laboreo tradicional produjeron una tasa de erosión media de 5,9 t ha⁻¹ año⁻¹, cinco veces más que las parcelas con cubiertas. De este modo aunque la concentración de carbono orgánico en los sedimentos fue mayor en los tratamientos con cubiertas, la pérdida del mismo teniendo en cuenta la cantidad de sedimentos erosionados en cada manejo fue considerablemente superior en laboreo (0,06 t ha⁻¹ año⁻¹) que en *Brachypodium* o *Secale* (0,02 t ha⁻¹ año⁻¹). La biomasa de raíces fue entre dos y cuatro veces superior bajo los tratamientos con cubiertas vegetales cuya descomposición fue en parte responsable del aumento de carbono orgánico en el suelo de las cubiertas vegetales (un 20% mayor que al comienzo del estudio con el suelo labrado). El mayor contenido de carbono orgánico intrapedal (entre un 10 y un 60%) junto a la reducción de las labores incrementó la estabilidad de los agregados desde el segundo año de estudio en los tratamientos de cubiertas. Al final del estudio (4 años), la tasa estabilizada de infiltración en las cubiertas vegetales era un 45% superior a la obtenida bajo laboreo, y el mayor incremento de la misma se dio bajo *Brachypodium*. Esto se atribuye a la mejora de la estructura del suelo que se vio reflejada en una mayor abundancia de poros de mayor tamaño en las calles con cubiertas vegetales que en las calles bajo laboreo donde estos poros acaban colapsándose transcurrido cierto tiempo después de las labores. Este estudio muestra los considerables beneficios del uso de las cubiertas vegetales para reducir la pérdida de carbono orgánico en la superficie de los suelos agrícolas.

Palabras clave: estabilidad de agregados, carbono orgánico del suelo, viñedo, cubierta vegetal, erosión hídrica, infiltración, *Brachypodium distachyon*, *Secale cereale*

VEGETATION COVER REDUCES EROSION AND ENHANCES SOIL ORGANIC CARBON IN A VINEYARD IN THE CENTRAL SPAIN.

Este capítulo reproduce el texto del siguiente artículo científico aceptado:

Ruiz-Colmenero, M., Bienes R., Eldridge, D.J., Marques M.J., 2012. Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. Catena, Aceptado, Octubre 2012.

Abstract

Land degradation, and soil and nutrient loss, are significant environmental problems in semi-arid agricultural environments in the Mediterranean Basin. One land use that is particularly associated with the highest rates of erosion in Spain is extensive vineyards. We examined the effectiveness of two cover crops for improving soil physical properties and reducing erosion in a vineyard located in the Henares River basin southeast of Madrid, Spain. We assessed erosion from three replicate plots of 2 m² each with three treatments that comprised: traditional tillage, permanent cover of *Brachypodium distachyon* and spring-mown crop of *Secale cereale*. Erosion plots under traditional tillage yielded substantially more erosion (5.88 t ha⁻¹ y⁻¹) than *Brachypodium* (0.78 t ha⁻¹ y⁻¹) or *Secale* (1.27 t ha⁻¹ y⁻¹). While the concentration of SOC in sediments was greater for the cover crops, the mass-corrected loss of SOC was greater under tillage (0.06 t ha⁻¹ y⁻¹) than under *Brachypodium* or *Secale* (0.02 t ha⁻¹ y⁻¹). Root biomass was two- to four-times greater under the vegetation treatments. Our measure of aggregate stability for the tillage treatment declined from 7.9 to 5.4 drops over the four years of study and values for both cover crops exceeded that for Tillage by the end of the second year. The vegetation cover treatments increased SOC by 1.2% and intrapedal SOC by 10-60% compared with Tillage. By the end of the study, steady-state infiltration in the cover treatments was 45% greater than that under tillage, with the largest increase under *Brachypodium*. We attribute the greater infiltration on cover treatments to a greater abundance of larger pores on vegetated compared with tilled plots. Our study reinforces the notion that there are considerable benefits of using cover crops in rainfed vineyards, not only for prevention of soil erosion, but to enhance soil condition and potentially reduce the heavy reliance on industrial fertilisers.

Keywords: aggregate stability, soil organic carbon, vineyard, vegetative cover, water erosion, infiltration, *Brachypodium*, *Secale*

4.1. Introduction

Land and soil degradation, particularly soil erosion and soil structure decline, contributes to substantial losses in productivity and economic livelihoods in semi-arid environments (de la Rosa *et al.*, 2000). In the context of climate change and the increasing population, land degradation has become an issue of global concern. The specific nature of the geomorphology and the variable climate in the Mediterranean Basin mean that the soils are particularly susceptible to human impact. Soil degradation is a cumulative process, and the time to onset of substantial degradation depends on factors such as crop management, vegetation cover, climate, and topography, and on soil physical properties such as texture, organic matter, structure and porosity. Of these, land use and surface cover are the principal determinants of erosion rates (Cerdan *et al.*, 2002).

Numerous studies have attempted to determine tolerable or acceptable levels of soil erosion for dryland agricultural environments (Verheijen *et al.*, 2009). Maximum rates of acceptable erosion in the literature are about $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (López-Bermúdez and García-Ruiz, 2007), but more recent studies have reported lower, long-term rates, particularly for Europe, in the vicinity of $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (Verheijen *et al.*, 2009). Current estimates of erosion suggest that soil loss from agricultural land in Europe is 10- to 40-times greater than this value (Pimentel, 2006). About 44% of the land area of Spain is estimated to be affected by desertification, with erosion rates exceeding $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (Montanarella, 1999).

One land use associated with the substantially high rates of erosion in Spain is grape growing in extensive vineyards. In Europe, and particularly the Mediterranean Basin, rainfed vineyards are generally substantially degraded and highly eroded (Cerdan *et al.*, 2002; García-Ruiz *et al.*, 2010). Traditional vineyard management involves surface tillage, which creates bare soil most of the year and degrades the soil surface. It is not infrequent to find vineyards on hilly country showing substantial water erosion and with exposed soil surfaces, often up to the whitish calcium-rich subsoil layers. One method of moderating erosion in vineyards is to use inter-row cover crops, which not only control the vigour of the vines, but help to reduce erosion and runoff.

A range of cover crops has been tested, with differing efficiencies, to control erosion in vineyards, and several studies have demonstrated the efficiency of herbaceous covers in woody crops such as olive groves, almonds, citrus and vineyards (e.g. Blavet *et al.*, 2009). Site-specific differences in climate, soil and agronomic practices make it difficult to extrapolate the results to different areas (Romero, 1998), and specific conditions of the crop and vineyard need to be assessed. While cover crops are used widely to control erosion in more mesic areas, they are not used extensively in the Mediterranean Basin because of the belief that they will compete with the vines for soil water (Marques *et al.*, 2010).

The extent to which cover crops compete for moisture and the extra benefits accruing in terms of soil physical amelioration is largely unknown for vineyards in the Mediterranean Basin. Vegetation cover can improve some physical-chemical parameters of the soil through both physical protection of the soil surface, the contribution of organic matter from the plant canopy and the root system (Bronick and

Lal, 2005), and by the increased soil structural stability due to increasing soil organic carbon (SOC) and aggregation (Six *et al.*, 1998). Indeed, the loss and redistribution of SOC is minimised due to the reduced tillage and the decrease of erosion (Eynard *et al.*, 2005), though more research is needed to understand why some vegetation covers are more effective than others at enhancing aggregation (Wei *et al.*, 2006). The SOC is a key factor in stability of aggregates (Martinez-Mena *et al.*, 2012) because aggregate breakdown results in the oxidation of organic matter (Zotarelli *et al.*, 2007). Moreover, an absence of plant cover and, consequently, of roots, prevents the buildup or maintenance of SOC.

Vegetation cover also affects the soil water balance by promoting the formation of biologically-produced macropores and by improving soil structural stability. Soil permeability is also directly related to root biomass (Bronick and Lal, 2005). Vegetation cover also increases plant-derived carbon, essential to restore degraded soils (Lal, 2009). Soil organic carbon stabilises macro-aggregates (Verchot *et al.*, 2011) and increases infiltration by reducing the formation of physical crusts, thereby reducing surface sealing. At catchment scales, the lack of vegetation can lead to increased runoff (Cammeraat and Imeson, 1999) and sediment movement. Tillage can also increase erosion and result in declines in SOC associated with eroded sediments. While there is general agreement in the literature about the general links between erosion and nutrient loss, relatively little is known about how erosion affects the carbon balance in semi-arid agricultural environments (Berhe *et al.*, 2007; Kuhn *et al.*, 2009), and in particular, the effect of soil tillage, which is used widely in rainfed vineyards, on the SOC pool (Lal, 2005).

Plot-level studies have traditionally been used to examine the relationships between land management practices and processes of soil erosion and nutrient loss. Some studies have found comparable results between small (1m²) and large plots (10m²) in subtropical environments (Thomaz and Vestena, 2012). However, the complexity of the Mediterranean Basin makes the direct extrapolation of results from micro-plot to catchment scale problematic and imprecise (Boix-Fayos *et al.*, 2006; Peeters *et al.*, 2008). Also the scale dependency of geomorphic processes makes it difficult to extrapolate the results (Garcia-Ruiz *et al.*, 2010) without taking in account catchment-scale features (Le Bissonnais, 1998). However, micro-scale erosion plot data can provide valuable insights into the relative effects of different agricultural land management practices on runoff and soil loss, and can provide input data for more detailed process-based models (Peeters *et al.*, 2008). Erosion plots have proved useful for estimating soil loss (Boix-Fayos *et al.*, 2006) and the extent of SOC mobilization by interrill erosion. Although this fraction can be a significant component of the SOC movement, it is often overlooked in studies of the effects of management on the carbon cycle (Kuhn *et al.*, 2009).

The objective of the work reported here was to examine the degree to which cover crops of the grass *Brachypodium distachyon* (L.) P. Beauv. and the cereal crop *Secale cereale* L. would reduce runoff, sediment movement and the loss of SOC in a rainfed vineyard compared with a standard tillage treatment. Specifically, we predicted that the mechanism responsible for soil erosion and especially for runoff control would be due to simultaneous processes involving changes in SOC, aggregate stability (Tisdall and Oades, 1982), total porosity (Reeves, 1997) and connectivity (Schwen *et al.*, 2011), resulting in an increase of plant available water capacity (Hudson, 1994; Franzluebbers,

2002) and infiltration (Ankeny et al., 1990), which in turn reduce runoff and sediment production. We were motivated by the need to demonstrate that cover crops can provide considerable environmental benefits in vineyards, and that any competition for water between vines and cover crops can be offset by the improvement of the above mentioned soil conditions, which would ultimately benefit the vines themselves. The lack of empirical data on the links between cover crops and soil condition in vineyards has hampered the implementation of the use of cover crops as a sustainable land management practice in semi-arid environments.

4.2. Materials and Methods

4.2.1 The study area

Our study was conducted in the calcareous moor of Campo Real, in the Henares River basin, southeast of Madrid, in central Spain (40° 21' 27.7" N, 03° 22' 29.5" W). The climate is Mediterranean semiarid with an average temperature of 14°C and an average annual rainfall of 386 mm (National Meteorological Agency, AEMET data from 1977-2000). Land use in the general area is predominantly rainfed crops such as vines, olives and almonds. Our study was conducted in a 7 year-old rainfed vineyard that is tilled yearly in the spring (one or two tillage passes depending on rainfalls) and the late autumn. The vineyard was located at 820 m.a.s.l in a highly eroded Miocene terrace dominated by shallow alluvial deposits derived from hard limestone (IGME, 1990). The general landscape is hilly (8° slope) and the soil classified as a Luvisol Calcic (FAO, 2006), equivalent to a Calcic Haploxeralf (SSS, 2010).

In September 2006, two treatments were applied, in a 2 m-wide strip, in the centre of the rows between the vines. The treatments consisted of two grass covers: *Secale cereale* (rye) cut in spring (henceforth *Secale*) and a permanent cover of self-sown *Brachypodium distachyon* (henceforth *Brachypodium*). *Brachypodium* has been used widely for soil protection in olive groves (Saavedra and Pastor, 2002). These two grass treatments were compared with a conventional tillage control (henceforth Tillage) applied by farmers in the area. Both grasses were sown in September 2006 and the plots measured for four years. There were three replicate plots of each of the three treatments.

4.2.2. Soil erosion measurements

In each treatment we established three erosion plots (4 m long by 0.5 m wide, located along the slope) in the centre of the inter-rows between the vines (Figure 4.1). Sediment was collected monthly, or after every significant rainfall event (> 1mm), in a Gerlach trough (Gerlach, 1967) situated at the bottom of each plot (sediment Gerlach: SG). Runoff water was directed to a box where suspended sediment in runoff water was collected separately (sediment runoff: SR).

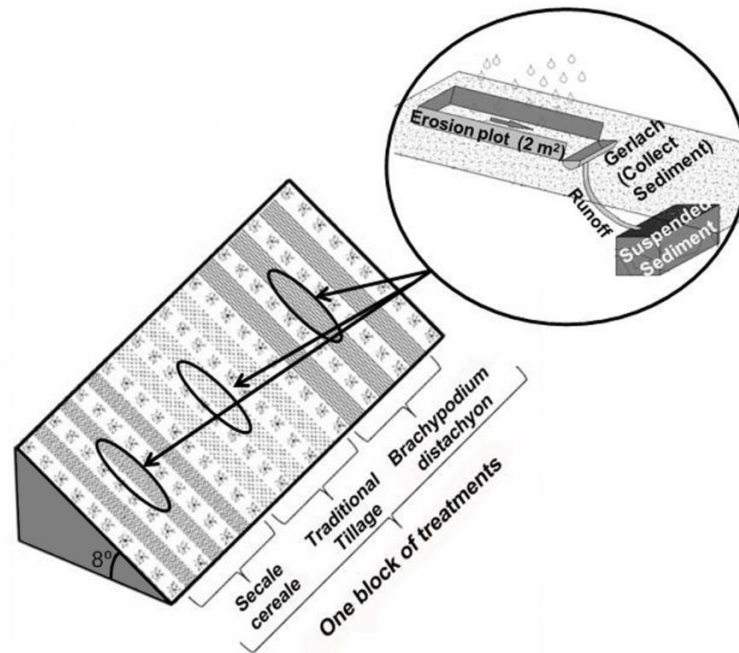


Figure 4.1. Schematic representation of one of the three blocks of the experimental design. Every block comprises three consecutive strips of each of the three treatments. The nine erosion plots (three per treatment) were located in the middle of the central strip.

4.2.3 Soil measurements

Prior to the imposition of treatments a 75 cm depth pit was excavated at the site and the following soil analyses undertaken: soil pH, total nitrogen by Kjeldahl digestion (Dewis and Freitas, 1970), available phosphorus (Olsen *et al.*, 1954), extractable cations potassium and sodium by atomic emission spectrometry; and extractable calcium and magnesium by atomic absorption spectrometry (USDA-NRCS, 1996). Soil samples (0-10 cm; five subsamples) were collected each year from each treatment, air-dried in the laboratory, and sieved to obtain various sized fractions to undertake various soil tests as described below.

4.2.3.1. Soil organic carbon and aggregate stability

The soil organic carbon content (SOC) of the 2 mm fraction was determined using the Walkley and Black (1934) method, and soil organic matter (SOM) content determined using the relevant correction factor (1.72). A fraction of the soil samples was dry sieved (4.00 to 4.75 mm diameter) to extract macro-aggregates (Boix-Fayos *et al.*, 2001) for assessment of aggregate stability. Fifty aggregates from each treatment were air-dried and weighed and subjected to the drop-test (Imeson and Vis, 1984) to evaluate resistance to drop impact. The number of drops required to fracture the aggregates (ND) was used as an index of aggregate stability.

4.2.3.2. Intrapedal porosity and organic carbon

The petroleum method was used to measure intrapedal porosity. Basically aggregates were weighed, submerged in petroleum oil for 24 hr to allow pores to infill and the difference in mass used to calculate porosity according to the method of Busoni (1997). Intrapedal SOC was measured in two aggregate fractions microaggregates (< 2

mm) and macroaggregates (> 2 mm) according to Porta et al., (2003) by the Loss On Ignition method after high temperature combustion (Konen *et al.*, 2002).

4.2.3.3. Soil water relationships

We assessed volumetric soil moisture in the inter-rows daily over 4 years with ECH₂O® moisture sensors. Two sensors were placed in each replicate of each treatment (three replicates per treatment), one at a depth of 10 cm and the other buried at 35 cm.

We collected nine 100 cm³ undisturbed cores (depth = 5 cm) from the middle of the inter-rows of each treatment. The cores were saturated with water by capillarity in a sandbox. Twelve increasing suctions were then applied and the samples slowly drained until a balance was reached for each tension when samples were weighed again. Sandbox was used to determine water content under tensions between pF 0 and pF 2.0. Then, the cores were changed to a plate extractor system (Richards, 1941) where tensions between pF 2.0 and 4.2 were applied. Thus, the soil moisture was measured from total saturation (pF~0) to permanent wilting point (pF 4.2). Finally, the samples were completely oven dried (24 hr at 105°C).

Pores were defined as either macropores (> 0.6 mm across; pF 0 to 1.8), mesopores (between 0.6 and 0.1 mm; pF 1.8 to 2.54) or micropores (<0.01 mm; pF >2.54), consistent with current literature (e.g. Taboada *et al.*, 2004). We use the pF data to derive water retention curves for each treatment (Schofield, 1935; Hartge and Horn, 1992). The curves allowed us to determine key information on measures of soil water storage such as field capacity (pF 2.54), permanent wilting point (pF 4.2) and therefore plant available water (henceforth PAW; between pF 2.54 and pF 4.2). We used our data to derive the water retention curves using RETC software (van Genuchten *et al.*, 1991) to obtain the parameters needed to use the empirical equation (1) modified by van Genuchten and Nielsen (1985); the corresponding curves were compared using the Statistica 6.0 software (StatSoft, Inc., 2002).

$$\theta_h = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) [1 + (\alpha h)^n]^{-m} \quad (1)$$

where θ_h = water content at tension h (m³ water m⁻³ soil), θ_s = saturated water content (m³ water m⁻³ soil), θ_r = the residual water content (m³ water m⁻³ soil), α = inverse of the air entry suction (m⁻³), n = a dimensionless value related to the pore size distribution, and $m = 1 - (1/n)$, h = the suction pressure (m⁻³).

4.2.3.4. Infiltration rate

We assessed infiltration rate with a double-ring infiltrometer. Infiltration was measured twice in each treatment. Due to the extent of stones in the study site (20-25% stone cover), it was difficult to hammer the large rings into the soil. Consequently, we reassessed infiltration in the last year using a simplified infiltration test (USDA, 2001) using smaller single rings that were easier to push into the soil. Rings, 5 cm in diameter, were driven into the soil, the surface covered with plastic to avoid disturbance, and 50 ml of water (equivalent to 25 L m⁻²) gently added after which the plastic was removed. The procedure was repeated 10 times for each ring, which received a total of 250 L m⁻² of water. In order to assess root biomass, three undisturbed soil cores (10 cm depth) per treatment were obtained using a drill (2.18 cm diameter). Soil samples were air-dried,

soil aggregates were carefully crumbled and the roots were manually extracted with the help of sieves and tweezers.

4.2.4 Statistical analyses

We examined differences in mean values using the non-parametric Kolmogorov-Smirnov test because transformations failed to normalise our data. Correlation analyses were undertaken using the Spearman test, a non-parametric equivalent of the Pearson test. The infiltration curves were fitted to the Kostiakov (1932) potential model ($K = cX^{-b}$). All analyses were undertaken in the Statistica 6.0 software package (StatSoft Inc., 2002).

4.3. Results

4.3.1 Initial soil conditions

Pre-treatment soil analyses showed that the soils had a high pH (8.3 ± 0.6 ; $n=18$) with a maximum CaCO_3 content of 25%. Electrical conductivity was low, indicating no salt accumulation. Total nitrogen (0.01 and 0.11 %) and available phosphorus (36.5 mg kg^{-1}) were within the normal range for these soils. SOC was low ($0.71 \pm 0.14\%$), even at the topsoil (0-10 cm depth). The texture of this soil layer is sandy clay loam ($58.6 \pm 10.5\%$ sand, $17.8 \pm 5.8\%$ silt, $23.6 \pm 5.3\%$ clay), which suggests medium to high rates of permeability (Hillel, 2004).

Prior to the establishment of the two grass treatments when the vineyard was under traditional tillage, the mean index of aggregate stability (ND) was 7.9 ± 1.2 drops, which is relatively low for cropping areas in semi-arid environments (Cerdeira, 2000).

4.3.2 Soil erosion

During the study we experienced 46 rain events, which generated a total of 47 t ha^{-1} of sediment. Average annual rates of erosion under tillage were about $6 \pm 1.3 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$; more than five-times greater than under *Brachypodium* or *Secale*, respectively (Table 4.1).

Table 4.1. Mean and standard deviation (SD) of cumulative sediment yield (g m^{-2}) between September 2006 and September 2010 (46 rain events for three plots per treatment; $n=138$ separate events). Different letters indicate significant differences at $p < 0.005$.

Treatment	Cumulative sediment yield 4 years (g m^{-2})		Average yield ($\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)	% change compared with Tillage	
	SS in runoff water	Sediments in G trough		SS in runoff water	Sediments in G trough
	Mean \pm SD	Mean \pm SD			
Tillage	1208 ± 1254^a	1142 ± 516^a	5.88	-	-
<i>Brachypodium</i>	232 ± 340^b	78 ± 34^b	0.78	81	93
<i>Secale</i>	409 ± 595^c	100 ± 25^c	1.27	66	91

SS: suspended sediments. G: Gerlach.

Sediment entrained in both runoff water (SR) and in the Gerlach troughs (SG) was also substantially greater under tillage and marginally greater under *Secale* than *Brachypodium*. Though there was less sediment generated under the cover crops, there was about 1.4-times more SOC in the sediment from the cover crop treatments than the plots under tillage (Table 4.2).

Table 4.2. Mean and standard deviation (SD) values of soil organic carbon concentration (SOC, %) and soil organic carbon stock (SOC, t C ha⁻¹). The eroded sediments in 2010 after 4 years of treatments. Different letters indicate significant differences at $P < 0.05$.

Treatment	Topsoil (0-10 cm depth) (n=4)			SOC	
	Bulk density	SOC	SOC	In SS in Runoff water (n=3)	In Sediments in G trough (n=3)
				Mean ± SD (g cm ⁻³)	Mean ± SD (%)
Tillage	1.35 ± 0.12 ^a	0.59 ± 0.06 ^b	8.0 ± 0.7 ^b	1.30 ± 1.24 ^b	0.87 ± 0.28 ^b
Brachypodium	1.29 ± 0.18 ^a	0.91 ± 0.20 ^a	11.7 ± 1.6 ^a	2.14 ± 0.49 ^a	1.17 ± 0.13 ^a
Secale	1.26 ± 0.13 ^a	0.91 ± 0.05 ^a	11.5 ± 1.2 ^a	1.68 ± 1.20 ^a	1.36 ± 0.27 ^a

SS: suspended sediments. G: Gerlach.

4.3.3 Aggregate stability

The increase in aggregate stability was slow, and it was not until two years after treatments establishment that there was a marked increase in stability. Surprisingly, our index of aggregate stability (ND) declined by about 30% under Tillage over the course of the three years. Intrapedal porosity failed to change significantly over time (Table 4.3). We detected a highly significant relationship between the average value of the aggregate stability index over the three years of the study and the average erosion yield (Spearman's $R = -0.78$; $p = 0.01$).

Table 4.3. Mean and standard deviation (SD) of our index of aggregate stability (ND) and interpedal porosity (%) of surface soil samples (0-10 cm) for each treatment at the beginning of the study and 1, 2 and 3 years later; # = no data. Different letters indicate a significant difference at $p < 0.001$ for each parameter measured.

Years	Treatment	Aggregate stability (ND)			Intrapedal porosity (%)		
		Mean	SD	n	Mean	SD	n
0	Tillage	7.9 ± 1.20 ^a		50	#	#	#
	Tillage	7.9 ± 4.16 ^a		200	29.5 ± 16.82 ^a		200
1	<i>Brachypodium</i>	8.1 ± 4.70 ^a		200	26.8 ± 11.03 ^a		200
	<i>Secale</i>	8.3 ± 4.66 ^a		200	24.4 ± 16.23 ^a		200
2	Tillage	5.1 ± 2.08 ^c		100	28.2 ± 20.10 ^a		100
	<i>Brachypodium</i>	12.9 ± 11.48 ^b		100	28.5 ± 18.28 ^a		100
	<i>Secale</i>	9.4 ± 5.14 ^b		100	28.6 ± 13.88 ^a		100
3	Tillage	5.4 ± 1.76 ^c		75	31.7 ± 14.42 ^a		50
	<i>Brachypodium</i>	11.2 ± 6.93 ^b		75	30.0 ± 13.35 ^a		50
	<i>Secale</i>	9.0 ± 4.45 ^b		75	27.8 ± 13.24 ^a		50

While the SOC% under the Tillage treatment was less than the cover treatments (Table 4.1) correcting these data on the basis of the mass of eroded sediment indicates that the total amount of SOC lost from tillage was $0.06 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ($[3.02 \text{ t}_{\text{SS}} \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1} \cdot (Table 4.1) \cdot 1.3\% \text{ SOC (Table 4.2)}] + [2.86 \text{ t}_{\text{G}} \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1} \cdot (Table 4.1) \cdot 0.87\% \text{ SOC (Table 4.2)}]$) compared with $0.02 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ for both, *Brachypodium* ($[0.58 \text{ t}_{\text{SS}} \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1} \cdot (Table 4.1) \cdot 2.14\% \text{ SOC (Table 4.2)}] + [0.20 \text{ t}_{\text{G}} \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1} \cdot (Table 4.1) \cdot 1.17\% \text{ SOC (Table 4.2)}]$) and *Secale* ($[1.02 \text{ t}_{\text{SS}} \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1} \cdot (Table 4.1) \cdot 1.68\% \text{ SOC (Table 4.2)}] + [0.25 \text{ t}_{\text{G}} \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1} \cdot (Table 4.1) \cdot 1.36\% \text{ SOC (Table 4.2)}]$), respectively. For aggregates < 2 mm in diameter, intrapedal SOC ranged from 13.4 g kg^{-1} under Tillage to 18.3 g kg^{-1} under *Secale* and 20.6 g kg^{-1} under *Brachypodium*. For aggregates > 2 mm in diameter, SOC was 1.6-times greater under *Brachypodium* (26.4 g kg^{-1}) than under Tillage (17.0 g kg^{-1}), but unchanged for *Secale* (18.8 g kg^{-1}). Root biomass was greater under *Brachypodium* (0.2 mg cm^{-3}) and *Secale* (1 mg cm^{-3}) than under Tillage (0.05 mg cm^{-3}) at the end of the study.

4.3.4 . Water holding capacity and infiltration

4.3.4.1 Water holding capacity

Total porosity was about 50% for all treatments, within the range for medium soil textures (Table 4.4). However, there was no consistent trend in porosity for different pore sizes among the three treatments. Microporosity was 1.2-times greater under the Tillage treatment than *Brachypodium*.

Table 4.4. Mean and standard deviation (SD) of pore size in surface soils (0-5 cm) in relation to treatment; $n=9$ for each treatment and sampling. Different letters indicate a significant difference at $p < 0.05$ among treatments.

	Macropores (%)	Mesopores (%)	Micropores (%)
pF	0 - 1.8	1.8 - 2.54	> 2.54
Pore size	> 60 μm	60-10 μm	< 10 μm
	Mean \pm SD	Mean \pm SD	Mean \pm SD
Tillage	21.1 \pm 2.73 ^a	8.8 \pm 4.70 ^a	20.2 \pm 2.52 ^a
<i>Brachypodium</i>	22.2 \pm 2.77 ^a	12.1 \pm 1.61 ^b	16.7 \pm 2.24 ^b
<i>Secale</i>	23.7 \pm 3.03 ^a	9.5 \pm 3.97 ^a	19.4 \pm 2.25 ^{ab}

Based on empirical data, the soil water retention curves were consistent with predictions under the van Genuchten model. At high values of pF, the curve for Tillage was displaced to the right while at low pF values it was displaced to the left (Figure 4.2) indicating a predominance of micropores and therefore few larger pores compared with the vegetated treatments. The curves also indicated that effective porosity, the contribution of mesopores and macropores (pF < 2.54), was greater in *Brachypodium* (37.5%) and *Secale* (33%) than under the Tillage treatment (20.5%; $p < 0.05$). The fraction of moisture held between pF 2.54 and pF 4.2 did not differ among the three treatments (range: 10.6 to 13.3%; $p > 0.05$).

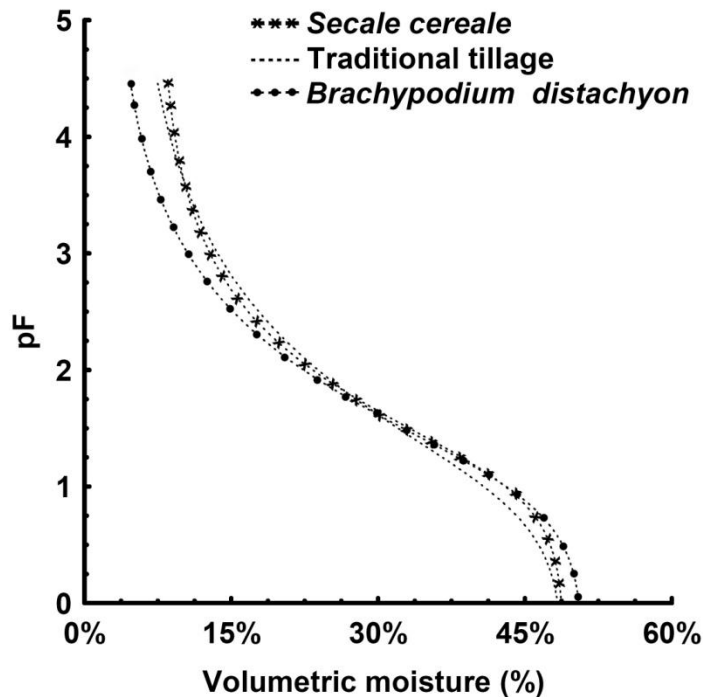


Figure 4.2. Average Water Retention Curve for each treatment (n=9).

Volumetric soil moisture varied from 7% in summer to 18% during the autumn and spring rainfalls. Applying these values to the water retention curves (Figure 4.2), pF values would be lower under both *Brachypodium* (range: 2.2 to 3.2) and *Secale* (2.7 to 4.9) than under Tillage (3.3 to 5.7) due to the greater meso-macroporosity under the plants than under Tillage.

4.3.4.2 Infiltration

After three years of treatment, steady-state infiltration was greater under *Brachypodium* ($p < 0.001$; 42 mm h^{-1}) than under *Secale* (18 mm h^{-1}) and under Tillage treatment (16 mm h^{-1} ; Figure 4.3A). Although values were considerably higher for the simplified test using a single ring than for the double ring test (Figure 4.3B), the overall trends were similar. Thus, in the 4th year of treatments, significantly higher rates were obtained under *Brachypodium* ($171 \pm 63 \text{ mm h}^{-1}$) than either *Secale* ($137 \pm 85 \text{ mm h}^{-1}$) or Tillage ($96 \pm 43 \text{ mm h}^{-1}$; $p < 0.025$).

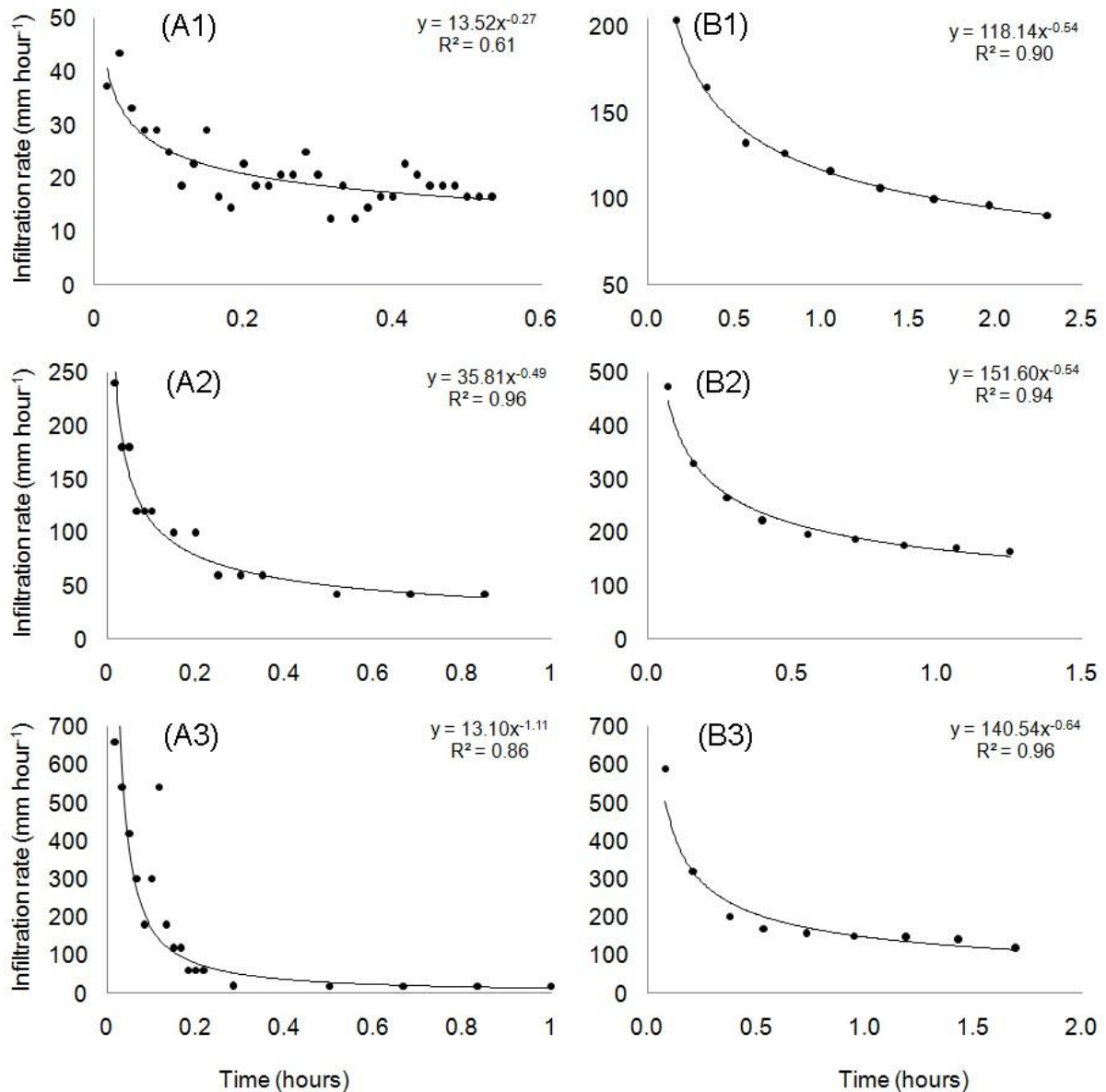


Figure 4.3. Average infiltration curves for Year 3 using double ring test (A; $n=2$) and Year 4 using simplified ring test (B; $n=10$). Treatments: Tillage (1), *Brachypodium* (2) and *Secale* (3). Note the different scales on the both axes.

4.4. Discussion

In the Mediterranean Basin, the management of vineyards soils has traditionally relied heavily on surface tillage to reduce weed competition and to break up surface crusts in the belief that this will increase the infiltration of water. Consequently, large areas of vineyards are now extensively degraded due to topsoil loss and physical and chemical deterioration of surface soils. Our study tested the effectiveness of two cover crops in preventing and reversing the effects of soil degradation in an eroded vineyard in central Spain. Our results showed that, compared with conventional tillage, cover crops increased the mass of roots in the topsoil, and increased the concentration of intrapedal SOC and the relative proportion of meso- and macro-pores. These changes in soil physical conditions resulted in greater infiltration, and consequently, a four- to six-fold reduction in erosion compared with conventional tillage.

4.4.1 Erosion and infiltration under different treatments

In our study, the average annual erosion rate under tillage was equivalent to $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, similar to rates reported for other areas in central Spain, which range from 5 to $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (Bienes *et al.*, 2001). Our data suggest that changing to a management regime based on the use of cover crops would reduce this to about $0.8 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ under *Brachypodium* or $1.3 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ under *Secale*. Losses of $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ are considered unsustainable for these semi-arid agricultural environments given that soil formation rates are an order of magnitude less (range: 0.3 to $1.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) than erosion rates for most European situations (Verheijen, 2009). Cover crops act to increase soil physical properties (described below), but also provide a physical barrier on the surface to increase the tortuosity of overland flow, thereby reducing the capacity of runoff to entrain sediment (Kosmas *et al.*, 1997). Given that suspended sediment is typically high in the finest fractions such as clay to which are adsorbed nutrients such as nitrogen and phosphorus, reductions in erosion and runoff can reduce the loss of fertility of these soils (Martinez-Casasnovas and Ramos, 2006).

A number of studies has demonstrated a direct relationship between vegetation cover and soil water storage through reduced evaporation and increased infiltration (Chisci *et al.*, 2001) resulting from increased vertical porosity created by the root of perennial plants. In our study the relative contribution of micropores was greater under tillage than under *Brachypodium*, which we attribute to the collapse of larger pores under the impact of cultivation. Our results also indicate that a combination of reduced surface disturbance and increased vegetation cover and root biomass under *Brachypodium* and *Secale*, enhance the stability of surface soils, leading to greater soil water holding capacity and infiltration on an annual term. Differences in the relative contribution of large biologically-produced pores to total porosity among the three treatments explains, in a large part, the differences in infiltration rates that we observed across the sites.

Low frequency, high intensity rainstorms are a common feature of semi-arid Mediterranean systems (Ferrero *et al.*, 2002). Consequently, the benefits of increased surface cover are likely to increase with increasing rainfall intensity. For example, Marques *et al.* (2010) showed that soil loss under traditional tillage treatments was five-times greater than under a cover crop under low intensity storms, but increased to 30-times greater under high intensity storms. While cover crops require soil moisture to survive in semi-arid Mediterranean environments, the benefits of a cover crop are likely to compensate some negative competitive effects with the crop by increasing the infiltration capacity of the soil. However, cover crops should be sown before maximum vine development in early spring to reduce the effects of competition for moisture (Ruiz-Colmenero *et al.*, 2011).

4.4.2 Changes in soil organic carbon and porosity

Despite the initial low level of SOC in surface soils in our study ($0.71 \pm 0.14\%$), the value remained low (0.59%) under tillage. The loss of SOC under tillage in this study may not appear overly high, but comparisons with other areas in the Mediterranean Basin (Quinton *et al.*, 2010) indicate that our rate of SOC loss ($6 \text{ t km}^{-2} \text{ y}^{-1}$) is substantially greater than comparable areas under tillage ($\sim 0.5 \text{ t km}^{-2} \text{ y}^{-1}$). We

acknowledge that such a direct comparison is problematic, given differences in the erosivity of rainfall across different climatic zones. However, it provides a general view of the magnitude of SOC loss that can occur in vineyards, a crop that can remain active for several decades. Under inappropriate management, the crop can leave the soil in an irreversibly degradation state (COM, 2006). The loss of SOC also has implications for the maintenance of soil structure. This is particularly important when there is a limited carbon stock in topsoil. A review of SOC stock under the main types of land uses carried out by Rodriguez Murillo (2001) showed that soils under vineyards accounted for $43 \pm 29 \text{ t C ha}^{-1}$ with very high variability. The results of this study are in the lower limit of this review as soils managed by tillage exhibited 8 t C ha^{-1} , but experienced a significant increase due to cover crops, achieving up to 11 t C ha^{-1} (Table 4.2). The index of aggregate stability was significantly higher under either *Brachypodium* or *Secale*, but only after two years of the study. The strong and significant negative relationship between soil aggregate stability and our annualised erosion rate clearly demonstrates the direct link between the recovery of aggregate stability in our soils and the susceptibility of soils to erosion, particularly in semi-arid Mediterranean environments (e.g. Barthes and Roose, 2002).

In general, losses of up to 60% of SOC are likely during the first few years of cropping following conversion of non-agricultural to agricultural land (Davidson and Ackerman, 1993). This decline in SOC content is likely to be more pronounced with increasing severity of erosion due to a loss of topsoil and therefore a reduced capacity of the residual surface to retain SOC (Fenton *et al.*, 2005). Continual tillage will also reduce the potential for litter to contribute to increasing SOC or to protect the surface against raindrop impact (Le Bissonnais *et al.*, 2007). The rate of increase in SOC with improved management is also slow. For example, Novara *et al.* (2011b) found that about 50 years was required to increase SOC by 50% in abandoned vineyards in semi-arid environments. This suggests to us that the cost of erosion, both in terms of SOC and loss of soil fertility, is high (Martinez-Casasnovas and Ramos, 2006). Further, recovery of SOC and fertility in the absence of artificial fertilisers is likely to be a protracted process.

Soil structural stability can be enhanced by root exudates, polysaccharides and labile mucilages produced by living plant roots, as well as the detritus from decomposing dead roots, all of which are a source of labile carbon for microbes. Predictably, we found a greater root biomass under the vegetated treatments, with four- and two-times more biomass under *Brachypodium* and *Secale*, respectively, than under tillage. The increase in root biomass would be expected to result in increases in intrapedal porosity, as this is strongly influenced by fine plant roots. Contrary to expectation, however, intrapedal porosity did not differ among the three treatments.

Intrapedal porosity makes up only a small fraction of total soil porosity, which also includes voids between the aggregates and the pores remaining after root decomposition. We suggest, therefore, that increases in aggregate stability were due to increased SOC and to the greater biomass of plant roots. Both would lead to greater interparticle bonding and therefore greater aggregation without necessarily altering intrapedal porosity. Support for this comes from studies by Eynard *et al.* (2005) who found that macro-aggregate intrapedal SOC increased in the presence of vegetation and after cessation of tillage. In other studies, tillage has been linked to a reduction of C-rich macro-aggregates and the increase of C-depleted micro-aggregates (Six *et al.*, 2000).

Macro-aggregate stability is known to be positively correlated with SOC content (Boix-Fayos *et al.*, 2001; Blavet *et al.*, 2009) due to the strong linkage between the colloidal fractions of soils (Kirkby and Morgan, 1980). The level of SOC and the magnitude of aggregate stability in vineyards are both known to be correlated, and there may be a threshold, between 17 and 23 g SOC kg⁻¹, below which aggregate stability is low (Le Bissonnais *et al.*, 2007). Comparing this apparent threshold with our results, it is clear that this is only achieved with macro-aggregates > 2mm from the *Brachypodium* treatment. This reinforces our view that the sowing of cover crops, particularly *Brachypodium*, has the capacity to enhance soil structure over a period of four years.

4.5 Concluding remarks

Our study demonstrated that the planting of vegetative cover crops between the rows of vines in sloping vineyards can reduce losses from erosion and improve the infiltration of water. Soil organic carbon also increased, most likely because of an increased incorporation of vegetative residues and decomposition of roots. Aggregate stability also increased after two years, and this was linked to the higher intrapedal SOC. In contrast, traditional tillage had the opposite effect, with greater erosion, less infiltration, lower SOC and a preponderance of micropores, as indicated by the water retention curves. Changes in the parameters we measured occurred at different rates depending on the cover species involved. Overall, the greatest improvements in SOC and erosion prevention and infiltration occurred under *Brachypodium*, and four years was enough to bring about substantial improvements in soil quality.

Our results indicate that current management practices based on tillage of vineyard soils are unsustainable, leading to a loss of SOC and a reduction in the productive potential of soils that cannot be offset with the use of fertilisers alone. The use of a permanent cover of *Brachypodium* is one solution to the problem of soil degradation in vineyards. However, *Brachypodium* needs to be managed differently to prevent competition for water with the vines and a drop in production (Ruiz-Colmenero *et al.*, 2011).

CAPÍTULO 5.

APLICABILIDAD DE LAS CUBIERTAS: LA VISIÓN DEL AGRICULTOR

A lo largo de los anteriores capítulos se aportan los datos necesarios para proponer manejos adecuados de viñedos en pendiente en climas semiáridos que consigan paliar la creciente degradación de estas zonas agrícolas. Pero para ello hace falta que estas aportaciones lleguen a las personas que pueden ponerlas en práctica en los campos de cultivo. Un cambio siempre supone un esfuerzo, mucho más en un mundo anclado en la tradición como es el de la agricultura y más aún cuando se trata de cambios cuyos beneficios no son evidentes de forma inmediata. Será más fácil motivar a los agricultores si disponen de una información real y contrastada de las ventajas e inconvenientes de este tipo de usos y también de las posibles consecuencias de su inacción. No se han encontrado estudios que evalúen si los viticultores son conscientes de esta problemática, ni si en caso de serlo, tienen conocimiento de cuáles son las alternativas viables con sus restricciones y ventajas para proceder a cambiar el manejo que realizan tradicionalmente. Es en este capítulo final donde se aporta información sobre las limitaciones últimas para el empleo de cubiertas vegetales: la aceptación de los agricultores.



Vendimia del año 2009 en el viñedo de Campo Real. Varias cajas con la producción de uva de cada repetición.

MANEJO SOSTENIBLE DEL SUELO EN VIÑEDOS EN PENDIENTE DEL CENTRO DE ESPAÑA. LA VISION DE LOS AGRICULTORES.

Resumen

Para conocer hasta qué punto los agricultores estarían dispuestos a aplicar alguno de los manejos propuestos se contactó con personas del sector agrícola: agricultores, sindicatos agrarios y trabajadores de extensión agraria de la zona centro de España, con los cuales se realizaron entrevistas abiertas en profundidad. Tras el análisis de estas entrevistas se elaboró un cuestionario cerrado que fue respondido por 64 viticultores. La primera parte de la encuesta estaba relacionada con el nivel de concienciación de los agricultores sobre la degradación del suelo, ya que en caso contrario, difícilmente estarían dispuestos a hacer cambios en sus manejos tradicionales. Se pretendía también evaluar si disponían de información suficiente sobre la degradación del suelo y su control, y cómo obtener ayudas de las instituciones, un refuerzo motivador a la hora de mitigar estos problemas. Fueron informados de las ventajas y desventajas del uso de cubiertas vegetales en las calles de los viñedos, las conclusiones principales de esta tesis, como una posible solución para mitigar la degradación del suelo y por último, se les preguntó si estarían dispuestos a cambiar los manejos tradicionales que utilizan en los viñedos por alguna de estas técnicas. Un 64% de los encuestados admitían haber observado varios fenómenos relacionados con la degradación en sus propios viñedos tales como regueros, una reducción en la producción de su cultivo, un empeoramiento del aspecto de las vides o una creciente necesidad de uso de fertilizantes. La mayoría de los agricultores, un 81%, consideraba que la erosión es un aspecto importante a tener en cuenta en agricultura. Tras conocer los resultados obtenidos en nuestro estudio de cubiertas en viñedos que demostraron una reducción en la pérdida de suelo y un incremento de la materia orgánica, junto a un descenso en la producción bajo ciertos manejos, se les preguntó si estarían dispuestos a introducir cubiertas vegetales para mejorar las condiciones del suelo. Un 48% respondió negativamente, y sólo un 34% de los viticultores respondió que estaría dispuesto a cambiar. Un 48% respondió que el control de la degradación del suelo debería ser una responsabilidad compartida con toda la sociedad. Sólo un 3% declaró recibir ayudas para prevenir la degradación del suelo. Claramente hay una falta de predisposición para la colaboración de los agricultores que parece estar agravada por la ausencia de incentivos económicos.

Palabras clave: erosión, producción, agricultor, cubiertas vegetales, laboreo, viñedo

SUSTAINABLE LAND MANAGEMENT IN STEEP VINEYARDS IN CENTRAL SPAIN. THE VISION OF LAND USERS.

Este capítulo reproduce el texto del siguiente capítulo de libro publicado:

Marques M.J., Velasco A., Ruiz-Colmenero M., Cuadrado, J., Bienes R., 2010. Sustainable Land Management in steep Vineyards in central Spain. The vision of Land Users. In: Action of rain and wind in soil degradation processes. Donald Gabriels, Jan Vermang (Eds.). UNESCO Chair of Eremology. Ghent. September 2010, pp. 118-124.

ABSTRACT

A survey regarding vine growers awareness of land degradation was conducted in the center of Spain during 2009. The respondents were asked about their perception of land degradation. The survey was responded by 64 vine growers. Sixty four percent of them noticed several indicators of soil degradation like rills and gully erosion, less crop production, bad-looking of crops or greater need for fertilizers. The majority of these farmers considered soil erosion as an important concern (81%). They were also informed about the findings of the use of cover crops in vineyards (less soil erosion, increase in soil organic matter but production decline) and they were asked if they were willing to introduce cover crops to enhance soil conditions, 48% said "No", 17% said "Don't Know or No reply (DK/NR)", and only 34% of vine growers were willing to change the traditional tillage management. This figure is similar to that of vine growers whom considered that soil care is a farmer's responsibility. Forty eight % of them thought that land conservation must be shared with the rest of society. Clearly, there is a lack of economic incentives to achieve farmer's collaboration, as only 3% of them declare to receive aids to prevent land degradation.

Keywords: erosion, production, farmer, cover crop, tillage, vineyard

5.1. Introduction

Vegetation cover is recognised as one of the main factors to warrantee land conservation. Nevertheless agricultural soils are often tilled, moreover in some crops like vineyards, olive groves or some fruit orchards, we use to maintain the soil bare along the whole year.

There were just over 7.8 M hectares of vineyards worldwide in 2008 (OIV, 2009). Rainfed vines are usually restricted to hilly lands, prone to erosion and land degradation. Due to the traditional tillage of vineyards, little plant cover for soil protection is provided, being this the key factor in soil erodibility. Moreover, a vine can easily remain active for decades. Improper management over the long life cycle of vineyards can lead to an irreversible degradation, at least with acceptable costs for restoration. Abuse of agricultural lands has a strong relationship with risk of desertification in arid or semiarid climatic conditions that are frequent in the Center of Spain where this study was carried out.

Many papers have demonstrate the benefits of cover crops in vineyards (Blavet *et al.*, 2009; Casalí *et al.*, 2009; Monteiro and Lopes, 2007; Steenwerth and Belina, 2008; Tesic *et al.*, 2007). Moreover, important initiatives for soil protection are underway (COM, 2006; JRC, 2008).

Recent works in vineyards in the center of Spain (14°C Mean annual temperature and 400 mm annual rainfall), with moderate to high risk of desertification (MARM, 2007) have shown how cover crops (Figure 5.1) can enhance soil conditions.



Figure 5.1. Traditional Tillage (Left) and Cover crops (Right) in the rows of the vineyard in Villaconejos, Spain.

Three years after grass cover, a slight increase in the carbon organic content was observed. Moreover, the rows of vineyards with cover crop had lost between 50 and 75% less soil than traditionally tilled soil. There was also an increase in N and K content in the first few centimeters of soil. Mowed grain covers did not produce significant drop in production and they did offer protection against soil loss. The permanent covers were the best for soil protection, however, they reduced grape yield, sometimes up to 50%, due to water competition (Marques *et al.*, 2010; Ruiz-Colmenero *et al.*, 2010). It's quite clear that soil conservation has a cost. Do farmers have to pay it?

In this work we contacted farmers during 2009 in order to know if they were aware of soil degradation processes, and if they had information enough to control degradation or to access to the corresponding European subsidies.

They were informed about the advantages and drawbacks of cover crops in vineyards and we asked them if they would be willing to change the traditional tillage to manage their lands.

5.2. Material and Methods

In order to elaborate the questionnaire, 25 previous face-to-face open interviews were carried out. Wine cooperatives, cellars and Extension Centers were contacted looking for vine growers to participate in the survey. Seventy four people responded to the questionnaire (23 structured questions). Data collection took place over a three-month period, from late July to October 2009.

5.3. Results and Discussion

5.3.1 Background characteristics of respondents

Slightly 5% of vine growers responded to the survey. A relatively high percentage of them, 80 percent, were owners of organic vineyards. The age distribution and other background characteristics are shown in Table 5.1.

Table 5.1. Background characteristics of the participants in the survey. *n*= 64

Respondents characteristics	% of sample	
Age	More than 40	44%
	Between 41-50	27%
	More than 50	28%
Producing grapes for more than 15 years		42%
Inherited vineyards		75%
Organic vineyards		80%
Vine growers exclusively		31%

5.3.2 Perception of land degradation

Figure 5.2 shows the results of the survey about some questions regarding agriculture and land degradation. The vine growers noticed several indicators of soil erosion like rills and gullies (15%), sediment accumulation (5%), changes in soil color (7%), increasing in stoniness (5%), other like soil compaction (18%) and some other different observations (3%) were also noted, although 47% of them did not find any of these signs of erosion and land degradation.

In general, 81% of them think that erosion is one of the major threats for land conservation, but, when they were asked about ploughing they considered that tillage

is as a good technique to control erosion. In fact, tillage hides the consequences of water erosion, and therefore they would be wrong in their assessment, or maybe they mean that it is necessary to eliminate rills as soon as possible to reduce connectivity processes of water erosion.

They are conscious that they need more information about land degradation as 77% of them would like to receive advice regarding erosion. Nevertheless, when they were informed about the results of a research demonstrating that cover crops produce an increase in organic matter and a reduction of soil erosion, together with a variable drop in production only 34% of vine growers declared to be willing to change traditional tillage, the reasons were diverse. We have to take in mind that yield is not the ultimate goal in viticulture, as high quality of wine use to be related to small production.

Those that were not willing to change their management (49%) based their response above all on water competition (15%) or because they don't know how to manage cover crops (15%), some of them were worried about economic implications like yields drop (11%) and time-consuming, so they considered that this option was too expensive (18%); other vine growers thought that cover crops are inappropriate in these environmental conditions (6%), or that they can produce weed infest; some of them are going to retire soon and they don't care about the future of land quality (4%); only 2% of respondents were content with their land conditions; twenty one percent didn't reply or they didn't know the answer.

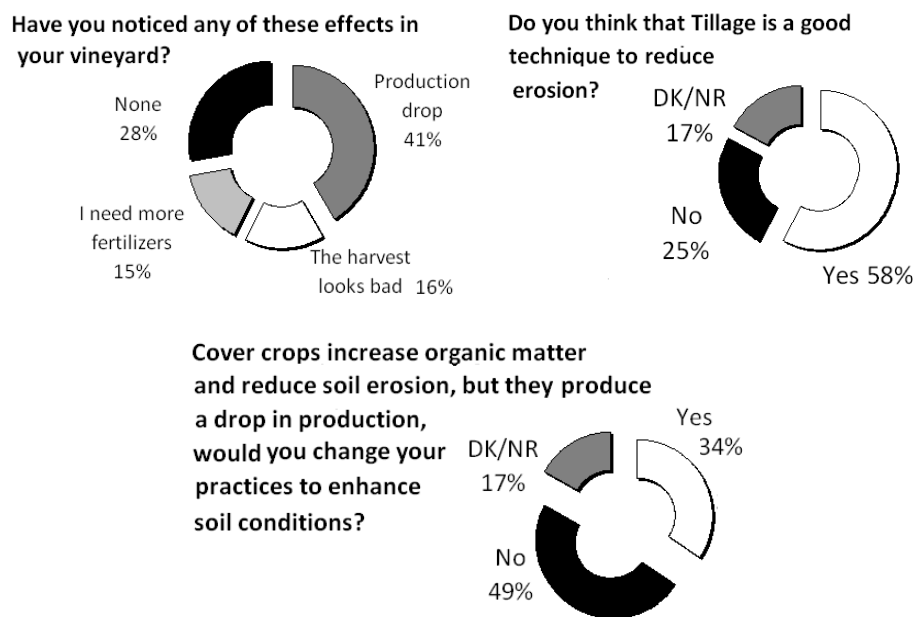


Figure 5.2. Responses to several questions of the survey about perception of land degradation among vine growers in central Spain.

Another questions dealt with the responsibility to conserve agriculture land (Figure 5.3). If there is a cost to achieve sustainable land management, the majority of them (46%) think that we are all responsible to combat erosion, but the next group in order of importance is that of farmers, who obviously handle a vast majority of the territory.

The growers seem to be not well informed about agri-environmental policy, as responsibility assigned to technicians and government is quite little (Figure 5.3). Indeed, there is a lack of information about fund possibilities and national or international aids, only 3% of vine growers receive financial support to prevent erosion although in general terms subsidies increased since the nineties in Spain (Romero-Diaz *et al.*, 2002) and nowadays form a large part of the agricultural income.

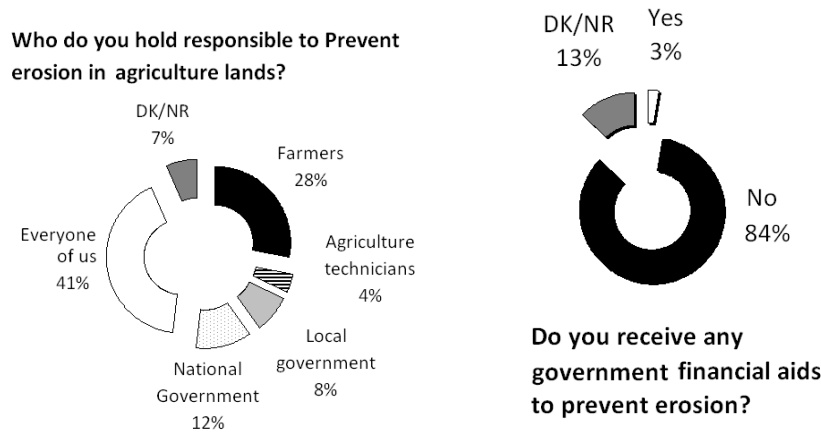


Figure 5.3. Responses to several questions of the survey about social responsibility of land care.

These results can be related to misunderstanding between farmers and administration. It is well accepted that trust and credibility are major factors influencing the uptake of scientific messages and the adoption of policy recommendations in environmental decision making (Kaspersen *et al.*, 1992); this is another issue to be taken into consideration in future research on farmers perception of land degradation.

5.4. Conclusions

We have found very few vine growers willing to participate in the survey. We have to make an effort to understand the reasons why they have this lack of interest. It will also be important to know if other farmers in other countries have the same vision, or not, and what are the reasons for any differences we could find.

In spite of 72% of vine growers found some indicators of land degradation, only 34% of them would change the land management to enhance soil conditions, even if the grape yield is reduced.

While most participants (49%) noted they had consciously chosen not to adopt cover crops as an alternative farming approach, their reasons are not well defined, the traditional tillage that has been inherited is well known, new managements are not welcome due to the uncertainty of its results.

Farmers believe that the soil conservation costs must be shared with the rest of society, this longing could be met by subsidies, however, 85% + 13% of them don't have or don't know how to obtain aids to prevent land degradation and erosion.

Awareness raising on land degradation related to agricultural practices has to be promoted among farmers in this region; seventy seven percent of participants would like to receive information and advice. In fact, it seems that they do not have a clear

understanding of the tillage consequences on soil conservation because 58 % of them think that erosion is a good technique to control erosion, and 17% of them don't know or do not reply. It is worth to go through this opinion in detail to get a deeper knowledge of how erosion and land degradation processes are understood by farmers.

CAPÍTULO 6.

DISCUSIÓN GENERAL



Comparación de laboreo y cubiertas vegetales en el viñedo de Campo real

La caracterización agrológica de los suelos en España, fija un límite máximo del 20% de pendiente para poder manejar los suelos mediante laboreo, aunque a partir del 10 % se considera que ya se presentan dificultades. Los viñedos de esta tesis se encuentran situados en pendientes entre el 8 y el 14%, por tanto dentro de ese margen de aplicabilidad discutible cuyo estudio debe ser considerado en mayor profundidad.

El laboreo de menos de 20 cm de profundidad realizado de forma tradicional en la zona de estudio también se denomina mínimo laboreo y, aunque presenta ventajas frente a laboreos más profundos, también tiene repercusiones en las características del suelo.

A continuación se hace una síntesis global de los resultados obtenidos en estas circunstancias, tanto de las consecuencias del laboreo en pendiente como de la eficacia de las cubiertas vegetales, todo ello, siguiendo el orden de los objetivos planteados en la introducción.

6.1. Influencia de las cubiertas sobre la humedad del suelo del viñedo

La humedad del suelo está muy condicionada por la meteorología. Los años de estudio se han caracterizado por haber sido especialmente calurosos y con escasas precipitaciones. Esta situación ha dado lugar a elevadas tasas de evapotranspiración y un mayor déficit hídrico. Pero no sólo la meteorología es importante, la interacción planta-suelo también ha de tenerse en cuenta. En primer lugar es necesario considerar que la propia vid también consume agua a lo largo de su ciclo fenológico (marzo a septiembre). Este es un periodo decisivo, que se puede dividir en dos periodos fundamentales. El primero sería el desarrollo de las vides que va de marzo a julio. Esta etapa incluye la brotación (marzo-abril) y floración (abril-junio) de las vides. También se ha incluido en esta etapa el envero, cambio de color del fruto, en la transición entre el crecimiento y la maduración que ocurre a final de junio o principios de julio. En segundo lugar estaría la maduración del fruto, que va de julio a septiembre. El mantenimiento prolongado de la humedad en torno al punto de marchitez en estos meses (marzo a septiembre) daría lugar a mermas en la producción pudiendo llegar incluso a perjudicar a la propia planta. La instalación de las cubiertas vegetales añade una posible competencia por el agua. El manejo que se haga de las mismas (permanentes, segadas, etc.) puede repercutir en dicha competencia con mayor o menor intensidad en cada etapa según el estado vegetativo y su grado de desarrollo. Los meses tras la vendimia, que suele ocurrir en septiembre-octubre, se han incluido en el periodo llamado post-cosecha, que se dilata hasta la caída de la hoja en noviembre. A continuación durante los meses de invierno las vides progresivamente minimizan el consumo del agua debido a la bajada de las temperaturas que ralentiza la actividad de las plantas, es el periodo de latencia de las vides (noviembre-febrero).

Teniendo en cuenta estas premisas, en el viñedo de Campo Real donde se comenzó un año antes la experimentación, se observó que desde el primer año se producía un descenso de la humedad del suelo en la cubierta permanente (*B. distachyon*). La humedad media anual a 35 cm de profundidad del suelo de *B. distachyon* fue un 12 % menor ($0,15 \pm 0,00 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) que la media obtenida en laboreo durante este primer año ($0,17 \pm 0,03 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). Pero el descenso fue especialmente notable en el periodo comprendido entre abril y julio (floración y envero), periodo durante el cual la humedad a 35 cm de profundidad en *B. distachyon* (media de $0,17 \pm 0,03 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) fue un 15%

menor que en laboreo ($0,20 \pm 0,01 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). Este periodo entre la floración y el envero de las uvas, abarca los meses críticos de desarrollo de la vid que además coinciden con el comienzo del verano, cuando las temperaturas aumentan y la irregularidad de las lluvias puede provocar escasez de agua. En estas mismas circunstancias, sin embargo, la cubierta de *S. cereale* (centeno) segada en primavera, no arrojó diferencias significativas en comparación al laboreo en ningunas de las etapas (media anual de $0,17 \pm 0,04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a ambas profundidades, 10 y 35 cm).

Se consideró importante corroborar este fenómeno durante más tiempo y en otros viñedos, con otras características de suelo. Efectivamente en los viñedos de Villaconejos y Belmonte también se detectaron diferencias. Así, los tratamientos usados en este estudio revelaron un patrón complejo en el cual durante ciertos periodos del año la humedad del suelo dependía de la lluvia mientras que en otros momentos dependía en mayor grado del crecimiento de las plantas y el consumo que éstas hicieran del agua.

Al comienzo del primer año de instalación de las cubiertas vegetales la humedad del suelo fue similar en todos los tratamientos debido a que el desarrollo de las plantas aún era escaso (porcentaje de cobertura medio $<15\%$). Pero a partir de marzo (cuando tiene lugar la brotación de la vid) y a lo largo de abril-junio (floración de la vid), el desarrollo de las cubiertas (porcentaje de cobertura medio $\sim 35\%$) aumentó el consumo de agua del suelo, lo que produjo diferencias relativas de humedad. Normalmente durante la primavera temprana no hay déficit de agua debido a la baja demanda (las vides consumen únicamente alrededor del 15% del agua total necesaria durante el ciclo anual) y porque la humedad del suelo suele ser alta gracias a las lluvias de primavera. Al final de esta fase de desarrollo se produce el envero de la uva que coincide con el comienzo del verano (final de junio y principio de julio). Es durante esta fase cuando las vides consumen hasta un 50% del total del agua de todo el ciclo fenológico, el periodo en el que un déficit de agua podría suponer la reducción de la producción y de la calidad del fruto. De hecho, durante el 2009, año en que la primavera fue especialmente seca, la producción de los tres viñedos descendió significativamente en comparación a años anteriores con lluvias de primavera más cercanas a la media de precipitaciones de la zona. En general de marzo a julio se observó que todos los viñedos labrados conservaban el suelo más húmedo a 10 cm de profundidad (media $0,13 \pm 0,04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) y algo similar ocurrió a 35 cm de profundidad (media $0,13 \pm 0,03 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). Esto se debió al ahuecamiento del suelo conseguido mediante las labores, que produjo un incremento temporal de la porosidad que junto al incremento en la rugosidad favoreció la infiltración de las lluvias de primavera, que pudo mantenerse, dada la ausencia de cubierta vegetal que consumiera agua del suelo. El descenso de la humedad en las calles con presencia de cubiertas vegetales durante esta etapa de máximo desarrollo de las mismas, se solapaba con parte de la fase más críticas para el desarrollo de la vid, por lo que la producción del viñedo se vio afectada por la competencia por el agua. Durante la maduración del fruto (julio a septiembre), las vides consumen un 25% del agua necesaria durante su ciclo vegetativo. La humedad en este periodo descendió gradualmente en todos los tratamientos, y el suelo de laboreo seguía manteniendo la mayor humedad (media de $0,09 \pm 0,03$ y $0,11 \pm 0,02 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ para 10 cm y 15 cm de profundidad respectivamente).

Sin embargo, no todas las cubiertas ensayadas siguieron este patrón, y en algunos manejos se observaron valores de humedad similares e incluso superiores a los obtenidos en laboreo. Así ocurrió con el *S. cereale*, cubierta segada en primavera, que

dio lugar a una humedad en el suelo a 35 cm de profundidad ($0,14 \pm 0,02 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) superior a la observada en el suelo labrado de ese mismo viñedo ($0,13 \pm 0,01 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) durante los meses del periodo de desarrollo (marzo a principios de julio). Durante el periodo siguiente, en el que se produce la maduración del fruto de la vid (julio a octubre), la humedad en *S. cereale* a 35 cm de profundidad ($0,12 \pm 0,02 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) fue igual que en el tratamiento con suelo labrado ($0,12 \pm 0,01 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). Este resultado indica que la dosis de siembra y el manejo fueron correctos para este viñedo. El tratamiento de *H. vulgare* (cebada), con un manejo similar al *S. cereale*, durante la fase de desarrollo y maduración de las vides dio lugar a datos de humedad similares a los obtenidos con *B. distachyon* a una profundidad de 10 cm (*B. distachyon*: $0,06 \pm 0,02 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$; *H. vulgare*: $0,06 \pm 0,02$), e incluso inferiores a la profundidad de 35 cm (*B. distachyon*: $0,09 \pm 0,01 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$; *H. vulgare*: $0,07 \pm 0,01 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). Esto puede ser consecuencia de la distribución del sistema radicular de la *H. vulgare*, que llega a más profundidad que el de *B. distachyon* lo que explica que aquella pueda ser más eficiente extrayendo agua a esa profundidad. La vegetación espontánea dio lugar a un mayor consumo de agua a lo largo de todas las estaciones, incluyendo los meses más críticos. En ellos la humedad ($0,09 \pm 0,06$ y $0,09 \pm 0,04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a 10 y 35 cm de profundidad respectivamente) fue menor incluso que en *B. distachyon* para el mismo viñedo ($0,11 \pm 0,06$ y $0,12 \pm 0,05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a 10 y 35 cm de profundidad respectivamente). Se atribuyó a que la vegetación adventicia incluye gran diversidad de plantas anuales con sistemas radiculares muy variados y bien adaptados y por tanto eficientes a la hora de conseguir recursos hídricos. Se observó que esta cubierta tras la única siega que se realizó en primavera puede proliferar de nuevo consumiendo agua durante más tiempo lo largo del año.

En el siguiente otoño (post-vendimia) cuando comenzaron las lluvias, las diferencias de humedad entre tratamientos y laboreo se redujeron. En los días posteriores a la vendimia (octubre-noviembre), las cubiertas vegetales sembradas con siega anual (*S. cereale* y *H. vulgare*) reflejaron su capacidad de mejorar las tasas de infiltración del suelo en las lluvias otoñales, lo que conllevó a que la humedad del suelo en estas cubiertas se igualara a la del laboreo. E incluso, como en el caso de *S. cereale* a una profundidad de 35 cm ($0,11 \pm 0,02 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), superara a la humedad del suelo bajo laboreo ($0,10 \pm 0,01 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). Algo similar ocurrió con las cubiertas permanentes (*B. distachyon*) a 35 cm de profundidad donde la humedad también fue similar a la del suelo labrado. Para esta etapa de post-cosecha, el tratamiento de *B. distachyon* también arrojó valores menores de humedad en comparación con el laboreo pero sólo a profundidades menores de 10 cm (media de $0,08 \pm 0,04$ frente a los $0,09 \pm 0,04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ obtenidos en suelo labrado) y lo mismo ocurrió con el suelo con vegetación espontánea a 35 cm de profundidad ($0,04 \pm 0,01$ frente a los $0,10 \pm 0,04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ de laboreo para ese mismo viñedo). Pero las ventajas del uso de las cubiertas vegetales permanentes (*B. distachyon*) se observaban claramente una vez que el momento de máxima necesidad de agua había pasado, en la fase de latencia de las vides, fase durante la cual no se obtuvieron diferencias en comparación a laboreo. Tampoco en *S. cereale*. Los suelos con vegetación espontánea siempre estuvieron más secos que los suelos labrados en este periodo (media de $0,16 \pm 0,05$ y $0,11 \pm 0,04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a 10 y 35 cm de profundidad respectivamente frente a los $0,18 \pm 0,05$ y $0,12 \pm 0,04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ obtenidos en el suelo labrado para ese mismo viñedo) y algo similar ocurrió con la *H. vulgare* (media de $0,07 \pm 0,02$ y $0,08 \pm 0,02 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a 10 y 35 cm de profundidad respectivamente frente a los $0,08 \pm 0,02$ y $0,10 \pm 0,02 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ obtenidos en el suelo labrado para ese mismo viñedo) donde la humedad fue menor.

6.2. Eficacia de las cubiertas en el control de la erosión

Durante el primer año de la instalación de las cubiertas, la cobertura vegetal estaba por debajo de su potencial y lógicamente, los posibles cambios en el suelo eran aún inapreciables entre los diferentes tratamientos. La precipitación media registrada por los pluviómetros de los 3 viñedos durante los años de estudio estuvo en torno a los 400 mm año⁻¹, aunque las condiciones climáticas más propensas a producir erosión tuvieron lugar precisamente durante el periodo inicial de este estudio, concentrándose la mayor pluviometría en los meses de primavera y otoño, cuando se produjeron eventos particularmente intensos (2007 en Campo Real y 2008 en Villaconejos y Belmonte). En el año 2007, se contabilizaron en Campo Real dos eventos altamente erosivos, que tuvieron una intensidad media de 72 ± 24 mm h⁻¹. Durante una de estas dos tormentas (la del 20 mayo de 2007), se registraron 43 mm en 4.5 h en Campo Real, con picos de intensidad de más de 200 mm h⁻¹ mantenidos durante unos pocos minutos. Esto produjo en suelos labrados un coeficiente de escorrentía muy elevado, de media un 25% pero con máximos sobre el 40%. En Villaconejos, durante el primer año de estudio, 2008, sólo tres eventos fueron los causantes del 60% de la erosión de todo el año. En el año 2009 sin embargo, la pluviometría y erosividad de las lluvias fue considerablemente menor en los tres viñedos. Se podría esperar que durante el primer año la reducción en la pérdida de suelo hubiera sido inapreciable debido a la reciente implantación de los tratamientos, no obstante, las ventajas de las cubiertas vegetales en el control de la erosión se observaron desde el principio. El grado de eficacia fue variable para las diferentes cubiertas, con reducciones de pérdida de suelo entre un 34% (vegetación espontánea en Belmonte de Tajo) y un 93% (*B. distachyon* en Campo Real).

Las cubiertas permanentes fueron el manejo más eficiente desde el punto de vista del control de la erosión en los tres viñedos. Esto es en parte debido a la diferente capacidad de las cubiertas para proteger el suelo desde el punto de vista de la propia cobertura vegetal. Las cubiertas permanentes (*B. distachyon*) comenzaron a cubrir el suelo ligeramente más tarde que las de los cereales segados. Pero su capacidad tapizante fue creciendo paulatinamente hasta alcanzar coberturas prácticamente totales al principio del segundo año de aplicación cuando los restos ya agostados de la cubierta del primer año se solapaban con la germinación de las nuevas semillas que esta cubierta había producido el año anterior. La cobertura del suelo fue a partir de entonces completa a lo largo del año. Las cubiertas segadas podían alcanzar un 40-50% de cobertura, pero sólo durante los meses de primavera, pues después eran segadas, y a pesar de dejar los restos sobre el suelo, éstos solían movilizarse hacia las cotas más bajas a consecuencia del viento y en menor medida, de las lluvias, dando lugar a una cobertura muy irregular. A esto debe añadirse la siembra, que requería un pase de cultivador, que enterraba parte de los residuos dejando la superficie prácticamente carente de cobertura. La cobertura de la vegetación espontánea, que también se segaba, fue igualmente variable, aunque más estable a lo largo del año, debido a que reaparecía con facilidad, cifrándose en torno al 40%, en su proyección ortogonal. Sería aconsejable un estudio a más largo plazo para valorar el potencial completo de la cobertura vegetal espontánea. La cobertura vegetal de los tratamientos de laboreo fue siempre inferior al 10%.

En el viñedo de Campo Real que pudo ser estudiado durante el periodo más prolongado de tiempo (4 años), se obtuvo que aunque los dos manejos con cubiertas redujeron las tasas de erosión eficientemente (ambas cubiertas redujeron los sedimentos

recogidos en la Gerlach más de un 90% en comparación al laboreo), la cubierta permanente fue la más eficaz respecto a la reducción de la fracción de sedimentos en suspensión, ya que redujo la producción de estos sedimentos en un 81% mientras que con la cubierta segada la disminución fue de un 66%. Así, las cubiertas pueden reducir las tasas erosivas bastante por debajo del valor en que se encontraba el tratamiento con laboreo tradicional de Campo Real con $5,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ frente a las medias de 0,8 y $1,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ obtenidas para un periodo de 4 años con *B. distachyon* y *S. cereale* respectivamente. Esto es importante teniendo en cuenta que recientemente en Europa la tasa media de formación del suelo se ha establecido entre 0,3 y $1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Cabe destacar que el suelo con menor aptitud agronómica de Belmonte, experimentó las menores reducciones de erosión con sus cubiertas. Se trata de un suelo básico, que presenta unos valores de conductividad eléctrica muy elevados ($3,6 \text{ dS m}^{-1}$) lo que indica una excesiva salinidad, a lo que se une un bajo contenido en materia orgánica (0,85%) y sobre todo en fósforo ($4,9 \text{ mg kg}^{-1}$). Esto pone de manifiesto la importancia de prevenir la degradación del suelo lo antes posible, ya que según los resultados de este estudio los cambios podrían llevar más tiempo en suelos con menor aptitud agronómica, donde el desarrollo de las cubiertas es más deficiente.

Pero el problema de la erosión no es sólo una cuestión de pérdida de suelo o reducción del espesor del horizonte superficial, es también un problema cualitativo. El horizonte superficial es normalmente el más rico en nutrientes y materia orgánica, disminuyendo su concentración conforme aumenta la profundidad. Los sedimentos erosionados están enriquecidos en la materia orgánica (M.O.), nitrógeno total (N) y fósforo disponible (P_2O_5), en comparación a las concentraciones que presentan en la propia superficie del suelo de donde proceden. Esto se debe a la mayor facilidad para movilizar y transportar por erosión hídrica la fracción más fina del suelo, que es también la más rica en materia orgánica, que forman complejos organominerales junto a la arcilla. Los sedimentos erosionados estaban especialmente enriquecidos en los viñedos de Villaconejos y Belmonte con una tasa media de enriquecimiento para los tres compuestos entre un 1,7 (para materia orgánica en Belmonte) y un 2,3 (para nitrógeno en Villaconejos), mientras que en Campo Real este problema afectaba únicamente al contenido en materia orgánica (1,4 de tasa de enriquecimiento). Evidentemente, la reducción de la erosión conseguiría también disminuir las pérdidas de nutrientes y materia orgánica y paralelamente reduciría la necesidad de aplicación de una cantidad creciente de fertilizantes o enmiendas orgánicas. La velocidad a la que se producen estas pérdidas es lenta, en los dos primeros años de estudio no se evidenció en el suelo labrado un descenso en el contenido de nutrientes en comparación con los datos de suelo iniciales ni los diferentes tratamientos con cubiertas vegetales produjeron diferencias significativas ($p > 0,05$) en comparación al suelo labrado en los contenidos de N o P_2O_5 en la superficie del suelo. Para el tratamiento de laboreo el valor de N en el suelo al principio del estudio fue 0,07% para Belmonte, 0,11% para Campo Real y 0,02% para Villaconejos, valores que no cambiaron tras los dos años de aplicación de las cubiertas. Los valores iniciales de P_2O_5 (mg kg^{-1}) fueron 4,9 para Belmonte, 36,5 para Campo Real, y 8,0 para Villaconejos, y no fueron significativamente distintos de los obtenidos al final del estudio ($8,2 \text{ mg kg}^{-1}$ para Belmonte, $21,3 \text{ mg kg}^{-1}$ para Campo Real, y 9 mg kg^{-1} para Villaconejos). Esta falta de diferencias significativas se interpreta como una manifestación de la lentitud del proceso, aunque los factores de enriquecimiento de los sedimentos evidencian una pérdida selectiva de materia orgánica.

Por otro lado, hay que destacar que ya de por sí, la capa superficial del suelo de todos los viñedos estudiados sufría una deficiencia en M.O. al inicio del estudio, en comparación con los valores considerados apropiados que se encuentran en literatura y que para un suelo franco estarían en un rango del 1,2 al 1,8 %. Así el viñedo de Campo Real estaba en el límite inferior con un contenido de 1,27 %, pero más preocupantes son los valores de 0,85 % y 0,38 % obtenidos respectivamente en Belmonte y Villaconejos. Por lo tanto no sólo debe frenarse la pérdida de espesor, materia orgánica y nutrientes, sino que sería deseable que se restituyeran estos parámetros a valores más apropiados para conservar el suelo y garantizar la productividad del viñedo. En este sentido, algunas de las cubiertas consiguieron mejorar el contenido en M.O. del suelo, tanto respecto al valor de partida como en comparación al laboreo tradicional de ese mismo año. Este incremento ya fue significativo al segundo año de instalación de las cubiertas, y se cifró en una media del 20% en Campo Real tras 3 años de cubiertas (*B. distachyon*: 1,6%; *S. cereale*: 1,5%), y en un 36% en Villaconejos tras 2 años desde la instalación de la *H. vulgare* (0,82 %). El resto de cubiertas (las de Belmonte de Tajo, así como el *B. distachyon* en Villaconejos) no produjeron diferencias significativas respecto a los valores al comienzo del estudio en el suelo labrado.

Las pérdidas de suelo registradas bajo lluvia natural no oscilan demasiado de año en año si las condiciones meteorológicas son normales, pero ocasionalmente se producen pérdidas anuales muy elevadas que son debidas, prácticamente en su totalidad, a uno o muy pocos eventos extremos. El evento simulado de 130 mm h⁻¹ permitió comprobar que la erosión está vinculada al porcentaje de cobertura vegetal. La relación entre ambos parámetros no se ajustó significativamente al modelo tradicional exponencial en este caso concreto, posiblemente debido a que las tres simulaciones se realizaron en dos estaciones del año y por lo tanto los porcentajes de cobertura estaban bastante agrupados. Sin embargo, los datos obtenidos (n=27; 3 simulaciones por 9 parcelas) fueron suficientes para detectar una relación inversa significativa entre ambos parámetros, aplicando el test no paramétrico de correlación de *Spearman* ($R = -0,41$; $p = 0,035$), lo que hizo patente la eficacia de las cubiertas en el control de la erosión durante eventos de alta intensidad. En general se obtuvo que las cubiertas redujeron cinco veces el sedimento obtenido en laboreo ($4,0 \pm 5,2 \text{ g m}^{-2}$; $F_{2,4} = 9,22$, $p = 0,032$), ya que retrasaron el comienzo de la escorrentía desde el minuto 2,6 en que comenzó de media en laboreo hasta el minuto 3,5 y 7,9 de media para *S. cereale* y *B. distachyon* respectivamente ($F_{2,4} = 7,27$, $p = 0,047$). Esto se explica por la protección que ofrecen las cubiertas vegetales desde el momento de su instalación como barrera física, tanto de cara al impacto de la gota de lluvia como por el incremento de la velocidad de infiltración y la resistencia al avance del flujo superficial. Sin embargo, los resultados fueron muy variables dependiendo no sólo del porcentaje de cobertura del suelo, sino también del tiempo transcurrido desde la última labor, especialmente en cuanto a la escorrentía. El suelo recién labrado en primavera, como consecuencia de la falta de humedad del suelo, y de la rugosidad y porosidad creadas, no presentó escorrentía tras la lluvia simulada, a excepción de una de las tres parcelas que lo hizo en el minuto 5. Consecuentemente la cantidad de sedimento erosionado fue muy reducida en el suelo de las calles que habían sido recientemente labradas. En estas condiciones se confirma que el laboreo es inicialmente capaz de conseguir elevadas tasas de infiltración. Sin embargo estos beneficios sólo se mantienen a corto plazo pues las labores facilitaron que el suelo se sellara progresivamente. En las siguientes lluvias de otoño, se produjeron altos coeficientes de escorrentía en laboreo, de media $24,5 \pm 21,8 \%$ dando lugar a un comienzo rápido de la misma que generó una cantidad moderada de

sedimento en acarreo ($2,7 \pm 2,3 \text{ g m}^{-2}$) y en suspensión ($0,93 \pm 0,8 \text{ g l}^{-1}$). Las labores profundas que se realizan en otoño no tuvieron las mismas consecuencias que las labores de primavera. No sólo no se redujo la escorrentía ($30,2 \pm 10,5 \%$), sino que aumentó el sedimento erosionado ($9,3 \pm 5,8 \text{ g m}^{-2}$) y la concentración de sedimentos en suspensión una media de 3,6 veces ($3,5 \pm 1,5 \text{ g l}^{-1}$). Sin embargo tanto la cubierta permanente como la segada redujeron los coeficientes de escorrentía por debajo del 5% en las simulaciones de otoño, lo que confirma el potencial de las mismas para controlar la escorrentía a lo largo de todo el año. No obstante, en tratamientos que impliquen la siega y posterior siembra de las cubiertas como ocurría con *S. cereale* ha de tenerse en cuenta la labor realizada para preparar la cama de la siguiente siembra. En este caso, solo se produjo un aumento de uno de los parámetros: los sedimentos en suspensión, que se vieron incrementados en 2,3 veces, pasando a producir $0,6 \pm 0,4 \text{ g l}^{-1}$ frente a los $0,3 \pm 0,2 \text{ g l}^{-1}$ obtenidos antes de realizar esta labor. La cubierta permanente, que no necesitaba labores, produjo valores similares en ambas simulaciones de otoño con una media de $0,4 \pm 0,5 \text{ g l}^{-1}$, y $0,1 \pm 0,1 \text{ g m}^{-2}$, confirmando su mejor aptitud para la lucha contra la erosión por su cobertura constante del terreno.

6.3. Cambios producidos por las cubiertas en la superficie del suelo

Las cubiertas dieron lugar a cambios en la superficie del suelo (0-10 cm). Estos cambios fueron principalmente en i) el contenido de materia orgánica, ii) la estabilidad de los macroagregados, iii) organización porosa del suelo

Uno de los motivos para realizar las labores es ahuecar el suelo con el fin de eliminar la compactación producida a lo largo del año anterior y permitir el empleo de una sembradora tradicional que provoca un aumento de la rugosidad que al dificultar la escorrentía, facilita la infiltración del agua. Sin embargo a través de los cambios en la agregación y cohesión del suelo como consecuencia de la presencia de cubiertas, se consigue un efecto similar que, aunque es debido a procesos lentos, consigue un efecto más duradero, y conlleva otras ventajas a largo plazo como la reducción del riesgo del suelo a sellarse tras las siguientes lluvias o la protección física mencionada anteriormente.

La materia orgánica garantiza la cohesión de las partículas del suelo, haciendo que el agregado sea más resistente al impacto de la gota de lluvia y reduciendo así su erosionabilidad. El laboreo, sin embargo, tiene una doble acción. Por un lado rompe los macroagregados y por otro, la aireación brusca que ocasiona acelera el proceso de mineralización facilitando la pérdida de carbono orgánico intrapedal. Efectivamente, éste se redujo 1,6 veces en los agregados de las calles bajo laboreo en comparación con los del suelo con cubiertas. Al final del estudio, la resistencia de los agregados a las gotas de lluvia en las calles con cubiertas vegetales era entre 2,3 (con la cubierta permanente) y 1,8 (con la cubierta segada) veces mayor que bajo laboreo, cuyo suelo experimentó además una reducción de la estabilidad de sus agregados de un 50% desde que comenzó el estudio. La estabilidad de los agregados es un indicador eficaz para determinar el nivel de degradación física de un suelo, y condiciona la cantidad de sedimentos que pueden ser arrastrados así como el sellado del suelo.

Como era de esperar, la biomasa radicular en los tratamientos con cubiertas vegetales en los primeros 10 cm de suelo, resultó ser entre 2 y 4 veces superior al

tratamiento de laboreo (*B. distachyon*: $0,2 \text{ mg cm}^{-3}$; *S.cereale*: 1 mg cm^{-3} ; Laboreo: $0,05 \text{ mg cm}^{-3}$). Este incremento de biomasa radicular supone un factor añadido a la estabilidad de los macroagregados del suelo, pero también da lugar a un incremento progresivo de la resistencia a la penetración, aunque sin evidencias de compactación en ninguno de los tratamientos. Este factor no influyó en la infiltración, muy al contrario, al actuar las cubiertas como barrera física se redujo la energía con que las gotas de lluvia impactaban contra el suelo así como la velocidad de la escorrentía superficial. Esto unido a la preservación de los poros de mayor tamaño, gracias a la reducción de las labores, y a la proliferación del sistema radicular, favoreció la infiltración. Al final del estudio, la tasa estabilizada de infiltración calculada con anillo simple ($n=10$), resultó mayor en los tratamientos con cubiertas vegetales, tanto con la cubierta permanente (*B. distachyon*: $171 \pm 63 \text{ mm h}^{-1}$) como con *S.cereale* ($137 \pm 85 \text{ mm h}^{-1}$), que en laboreo donde fue un 50% menor ($96 \pm 43 \text{ mm h}^{-1}$; $p < 0,025$). Con el tiempo, la mejora de la estabilidad de agregados hizo al suelo menos vulnerable, lo que contribuyó a reducir aún más las tasas erosivas progresivamente cada año, entrando en un círculo vicioso beneficioso para la conservación del suelo. De hecho, se obtuvo una alta relación negativa entre las tasas erosivas obtenidas en cada tratamiento y la estabilidad estructural de los macroagregados de la superficie del suelo ($R= -0,78$; $p = 0,01$).

Han sido necesarios varios años para poder comprobar la influencia de los cambios realizados por los distintos tratamientos en el suelo para la disponibilidad hídrica. En el último año de estudio, se analizó la proporción de distintos tamaños de poros respecto a la porosidad total para los diferentes tratamientos. Con los datos de porosidad obtenidos empíricamente se ajustaron las curvas de retención del agua para cada tratamiento, donde se representa la presión matricial del suelo con relación a la evolución de la humedad volumétrica. De esta forma se pueden analizar gráficamente y en mayor profundidad las diferencias entre los tratamientos con cubierta y el laboreo. Aunque la porosidad total fue de alrededor del 50% para todos los tratamientos, se obtuvieron ciertas diferencias significativas en la distribución del tamaño de los poros. Con el tratamiento de *B. distachyon* se obtuvieron diferencias en la mesoporosidad que fue mayor ($12,1 \pm 1,6 \%$) que en el suelo labrado ($8,8 \pm 4,7 \%$; $P < 0,05$). La porosidad efectiva, es decir la contribución de mesoporos y macroporos (tamaño $>10 \mu\text{m}$; $pF < 2,54$), tendía por lo tanto a ser mayor en *B. distachyon* (34%) que en el suelo de Laboreo (30%), sin embargo, no hubo diferencias estadísticamente significativas, quizá porque cuatro años no son suficientes para detectar estos cambios en la organización de los macroagregados. Una menor proporción de esa fracción de poros grandes en laboreo condiciona la infiltración del agua, ya que los macroporos y los mesoporos facilitan la permeabilidad del suelo y la conducción del agua a través del mismo. Sin embargo, en laboreo había una proporción mayor de microporosidad (20%) que en *B. distachyon* (17%), lo cual podría indicar una mayor capacidad para almacenar agua. Sin embargo, también se obtuvo que el punto de marchitez se alcanzaba a humedades volumétricas mayores en suelos labrados (9 % humedad a $pF=4,2$) que en suelos con cubierta de *B. distachyon* (6 % de humedad a $pF=4,2$). Una mayor parte de humedad está alojada en microporos y no está disponible para las plantas. De este modo, a pesar de tener menor humedad, el agua disponible para las plantas (capacidad de campo menos el punto de marchitez), resultó similar en *B. distachyon* y en laboreo (en torno al 11%).

La humedad volumétrica del suelo varió entre el 7% en los meses más calurosos de verano y el 18% durante los meses de otoño y primavera en que las lluvias eran más frecuentes. Observando la correspondencia de estos valores de humedad con el pF en las

curvas de retención de humedad obtenidas en los diferentes tratamientos, se puede comprobar que en *B. distachyon* la presión matricial necesaria para extraer el agua comenzaba a $pF > 2,2$, era mayor en *S. cereale*, a partir de $pF > 2,3$ y mayor en suelos labrados, $pF > 2,5$. Consecuentemente, se necesitan succiones ligeramente más pequeñas para extraer agua en los suelos con cubiertas que en laboreo gracias a haber conseguido la mencionada mayor proporción de mesoporos.

6.4. La aplicabilidad de las cubiertas vegetales por el agricultor

A pesar del preocupante nivel de degradación de las tierras de cultivo, y de que un 81% de los agricultores reconocía la erosión como uno de los mayores factores de riesgo para la conservación de los suelos, parece que hay una escasa concienciación de los agricultores de la zona de estudio sobre las medidas a tomar para evitarla. Esto tal vez se deba a que reciben poca información o es confusa, lo que les hace desconfiar de los resultados de los experimentos científicos y no les impulsa a realizar el esfuerzo de cambiar el manejo del suelo al que están acostumbrados. Por un lado un 53% de los agricultores entrevistados admitía haber visto signos de erosión en sus viñedos, en especial regueros y compactación. Sin embargo, este porcentaje aumentaba a un 72% cuando se preguntaba por evidencias que les perjudicaban más directamente como la necesidad de usar una cantidad creciente de fertilizantes, o un descenso de la producción. Por otra parte, destacó el hecho de que asociaban agricultura de conservación con el no laboreo y el empleo de herbicidas. Es llamativo que un 58% crea que el laboreo sirve para controlar la erosión, posiblemente debido a que lo utilizan como medio para tapar regueros. Los viticultores encuestados, globalmente, sienten que están mal informados sobre la política agroambiental y piensan que toda la sociedad debe asumir el coste de la conservación del suelo. Esto pone de manifiesto la necesidad de intensificar el contacto con este sector para trasladarle los conocimientos científicos que faciliten la aplicación de manejos adecuados.

En viñedos de climas más húmedos, no hay controversia en el uso de cubiertas como manejo del suelo pues incluso suelen utilizarse para controlar el vigor de las vides y para regular la producción dentro de los límites que les exija la denominación de origen. A pesar de las ventajas de las cubiertas vegetales para el control de la degradación del suelo, la posible competencia por el agua y los nutrientes frena a los agricultores a instalar este manejo, para evitar el posible detrimento de la producción en climas donde ya de por sí hay déficit hídrico. De hecho en este estudio se comprobó que aunque la infiltración a escala anual es mayor en los tratamientos con cubiertas (pues la escorrentía se reduce), algunas de ellas efectivamente redujeron la humedad en momentos clave para el desarrollo del fruto de la vid y ello se tradujo en un detrimento en la producción. Los agricultores tenían motivos para pensar que la aplicación de cubiertas no es el manejo más adecuado en estos climas. Sin embargo, no con todos los manejos ni en todos los viñedos esto ocurrió por igual.

La cubierta sembrada permanente (*B. distachyon*) redujo la producción de uva hasta en un 54% en los dos viñedos más jóvenes (Campo Real y Belmonte de Tajo) y por tanto no sería utilizada por los agricultores debido a la falta de rentabilidad que pudiera ocasionar para la explotación del viñedo. Por otro lado, las cubiertas sembradas con siega anual (*S. cereale* y *H. vulgare*) no dieron lugar a descensos significativos de producción y, además ofrecieron reducciones significativas en la pérdida de suelo y una

tendencia al incremento en M.O., aunque los cambios fueron más lentos que con las cubiertas permanentes. El caso de la vegetación espontánea segada dio lugar a grandes consumos de agua y si fuera empleada con la finalidad de controlar la erosión, debería ser segada varias veces al año para evitar su incidencia en la producción, que en este ensayo descendió un 44%. Aunque la necesidad de más siegas aumentaría la necesidad de mano de obra respecto a otras cubiertas, la vegetación espontánea también tiene un coste menor al no tener que proveerse de nuevas de semillas ni realizar siembras anuales. La erosión y la pérdida de materia orgánica obtenidos en laboreo indicaron que este manejo en viñedos en pendiente comprometía su explotación rentable a largo plazo.

CAPÍTULO 7.

CONCLUSIONES



Foto tomada en primavera en el viñedo de Campo real

- A escala anual se comprobó que las cubiertas vegetales fueron capaces de controlar la **escorrentía**, la cual se redujo entre un 23% (cubierta segada en Belmonte) y un 85% (cubierta permanente en Villaconejos) respecto al laboreo. Esto se tradujo en un aumento de la velocidad de infiltración, que mejoró el balance de humedad del suelo. Por lo tanto, el beneficio atribuido tradicionalmente al laboreo del incremento de la velocidad de infiltración es sólo temporal ya que dicho manejo induce cambios en la estabilidad de los agregados que dan lugar al sellado posterior del suelo, facilitando la escorrentía y reduciendo la capacidad del suelo para captar el agua en su seno. El contenido medio anual de **humedad del suelo** fue significativamente inferior en las cubiertas permanentes de todos los viñedos ($0,11 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) y en los tratamientos de *H. vulgare* ($0,07 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) y vegetación espontánea ($0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), que en laboreo ($0,12 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). El único tratamiento de cubierta vegetal con que se obtuvieron valores de humedad similares al laboreo fue el del *S. cereale* en Campo Real ($0,13 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). No obstante es necesario recalcar que durante el periodo más comprometido del ciclo de la vid, desarrollo y maduración, efectivamente es el laboreo el tratamiento que garantiza una mayor disponibilidad de agua en el suelo, manteniéndolo en un margen de entre $0,09$ a $0,13 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ de media en todos los viñedos. En la fase invernal de latencia de las vides los suelos con cubiertas recuperaron paulatinamente la humedad perdida gracias al favorecimiento de la infiltración de las lluvias de otoño.

- A escala anual e independientemente del tipo de suelo, las cubiertas vegetales en las calles de los viñedos en pendiente disminuyeron entre un 34 y un 93% las **pérdidas de suelo** en comparación al laboreo tradicional. La erosión demostró estar relacionada con la cobertura vegetal ($R=-0,41$; $p = 0,035$) y la estabilidad de los agregados ($R= -0,78$; $p = 0,01$). En el viñedo de Campo Real, tras 4 años de estudio, se obtuvo que las cubiertas vegetales redujeron la erosión a tasas entre $0,8$ y $1,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ respecto a las $5,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ obtenidas en laboreo.

- La **tasa media de enriquecimiento** de materia orgánica en los sedimentos erosionados fue $1,7$ en los viñedos labrados. Esta pérdida cualitativa de la capa más superficial del suelo ($0-10 \text{ cm}$ de profundidad) es una evidencia de la necesidad de controlar la erosión en suelos labrados. La **tasa de pérdida de carbono**, fue de $0,06 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el tratamiento con laboreo tradicional, 3 veces mayor que con las cubiertas vegetales.

- Las cubiertas han demostrado su eficacia sobre todo durante **eventos de alta intensidad**. Bajo una lluvia simulada de 130 mm h^{-1} realizada en Campo real, se pudo comprobar que las cubiertas redujeron significativamente la erosión y la escorrentía ($F_{2,4} = 9,22$, $p = 0,032$). El momento en que se realizan las labores también introduce variabilidad en el proceso de la pérdida de suelo. Aunque el **laboreo superficial en primavera** aumenta la rugosidad retrasando el comienzo de la escorrentía o impidiéndola (coeficiente de escorrentía $1,4\%$), se comprobó que es sólo un beneficio a corto plazo especialmente en pendientes pronunciadas. El **laboreo más profundo de invierno** empleado como método para reducir la compactación no consiguió facilitar la infiltración del agua en el perfil del suelo. Al contrario, este laboreo invernal, realizado en un momento en que el suelo tiene mayor humedad, facilitó la generación de escorrentía (media del 30% , con picos en torno al 60%) y un aumento de sedimentos erosionados ($9,27 \text{ g m}^{-2}$), unas pérdidas elevadas que deberían evitarse. Los tratamientos de cubiertas no dieron lugar a un aumento significativo de la pérdida de suelo (media $0,13$ y $0,30 \text{ g m}^{-2}$ en la cubierta permanente y la segada respectivamente) o de

coeficiente de escorrentía (media 4% en *S. cereale* y 4% en *B. distachyon*) una vez transcurridos los primeros meses de su instalación por lo que su comportamiento es más homogéneo a lo largo del año.

- Las cubiertas sembradas en los viñedos de Campo Real y Villaconejos se incrementó el contenido en **M.O.** en la superficie del suelo en una media de 1,32 veces en comparación al contenido inicial. Las cubiertas son de la familia *Gramineae* que por la relación C/N que presentan sus residuos, tienen una descomposición lenta. A pesar de esto, se estimó que en dos años se pueden empezar a observar cambios en el suelo, especialmente en el caso de la cubierta de *B. distachyon*. El laboreo, sin embargo, rompe los macroagregados facilitando la pérdida de **carbono orgánico intrapedal**, el cual se redujo 1,6 veces en los agregados de las calles bajo laboreo respecto a los del suelo con cubierta. Paralelamente disminuyó la **estabilidad de los agregados edáficos**, que se redujo en un 32% en laboreo en 4 años. Sin embargo, en los suelos con cubiertas la estabilidad de los agregados, fue entre 2,3 (*B. distachyon*) y 1,8 (*S. cereale*) veces superior al del suelo labrado, con las consecuencias positivas para la reducción de la erosión anteriormente mencionadas.

- La mayor estabilidad de agregados del suelo promovida por la presencia de las cubiertas vegetales tuvo incidencia en el **potencial hídrico del suelo**. La fracción de mesoporos aumentó en los tratamientos con cubiertas debido a la reducción de las labores que hubieran podido romper la estructura del suelo y a la proliferación del sistema radicular, cuya biomasa fue entre 2 y 4 veces mayor con las cubiertas que sin ellas. El aumento de la proporción de poros de mayor tamaño, se reflejó en cambios en i) las curvas de retención de la humedad en el suelo, dando lugar a una menor presión matricial necesaria para obtener el agua disponible en los tratamientos con cubiertas y ii) la tasa estabilizada de infiltración, que tras cuatro años de cubiertas arrojó los siguientes resultados: *B. distachyon*, $171 \pm 63 \text{ mm h}^{-1}$; *S. cereale*, $137 \pm 85 \text{ mm h}^{-1}$ y laboreo, $96 \pm 43 \text{ mm h}^{-1}$; con diferencias significativas, $p < 0,025$.

- Tanto la cubierta de vegetación espontánea como la cubierta sembrada permanente (*B. distachyon*) redujeron la humedad y disminuyeron la **producción** de uva. Tal como fueron utilizadas para este estudio no serían de aplicación. Un mayor control de la biomasa de las cubiertas mediante siegas más frecuentes reduciría el consumo de agua y mejoraría sus posibilidades de uso real. Las cubiertas sembradas segadas, sin embargo, no dieron lugar a descensos significativos de producción, y sí ofrecieron ventajas respecto a la disminución de la degradación del suelo. En el viñedo de Villaconejos (> 40 años) no se produjo esta reducción de producción, incluso con la cubierta permanente. Es una evidencia de que la cubierta elegida y su manejo deben ser adaptados al tipo de suelo, a la edad del viñedo y a las necesidades hídricas de cada caso. Por tanto, la **edad del viñedo** podría ser un factor importante a tener en cuenta a la hora de la introducción de las cubiertas vegetales más efectivas.

- Este estudio pone de manifiesto la necesidad de intensificar el contacto con los **agricultores** para trasladarles los conocimientos científicos que faciliten la aplicación de manejos adecuados adaptados a las circunstancias de cada zona. Los viticultores generalmente evalúan un manejo por la producción anual, y es difícil percibir cambios cuando estos se producen tan lentamente como sucede con los procesos relacionados con la degradación del suelo. Además, los agricultores no tienen la oportunidad ni los medios para comparar diferentes tratamientos y, especialmente si tienen años de

experiencia, evitan la incertidumbre del cambio. Estudios en profundidad como el de esta tesis, pueden aportarles las evidencias para concienciarse de la necesidad de ese cambio de los manejos tradicionales a manejos sostenibles ya que se aportan datos en condiciones de trabajo reales. La difusión de la información es el siguiente paso.

Como casi siempre ocurre al finalizar un trabajo de tesis doctoral, las conclusiones obtenidas dejan paso a **nuevas incógnitas** que abren la posibilidad de profundizar en los resultados y de comenzar otras líneas de investigación. Por ejemplo, la cuestión de la duración del periodo de estudio nos deja la sensación de que hubiera sido necesario más tiempo para determinar toda la envergadura de las consecuencias de las cubiertas sobre el suelo y la producción. Otra de estas incógnitas se refiere al propio manejo de las cubiertas, sería muy interesante ajustar la frecuencia de las siegas o el control de la dosis de siembra en el caso de resiembras espontáneas. También se ha detectado una cierta tendencia a un incremento de la resistencia a la penetración en los tratamientos con cubiertas que necesitaría ser estudiada a más largo plazo para determinar si cada cierto tiempo es conveniente realizar una labor. Quizá la mayor resistencia a la penetración es simplemente fruto de la alta densidad de raíces que agrega las partículas del suelo. En lo que respecta a los nutrientes, por un lado las cubiertas podrían reducir la pérdida de nutrientes por erosión, y por otro hay un retorno de los nutrientes extraídos por la cubierta durante su descomposición. Sin embargo, el retorno de nutrientes no es del 100%, puesto que una parte de los residuos de la cubierta son arrastrados por el viento y el agua a otras zonas de menor cota. Este puede ser el motivo por el cual no se ha encontrado, en el breve periodo estudiado, un aumento de nitrógeno o fósforo respecto al laboreo.

Debería comprobarse en otros casos si efectivamente la edad del viñedo es una garantía para resistir la competencia con las cubiertas y de ser así, a partir de qué edad se puede empezar a utilizar un tratamiento de cubiertas permanentes, dado que son las más eficaces para mejorar las características relacionadas con las propiedades físicas del suelo. Tampoco debemos olvidar las consecuencias de estas cubiertas sobre la calidad de los vinos, aspecto éste muy prometedor, que hemos comenzado a tratar de forma paralela a los objetivos de la tesis, pero sobre el que debe seguir profundizándose con proyectos interdisciplinarios pues están muy relacionados con aspectos socioeconómicos y de mercado. Otro beneficio de la presencia de cubiertas vegetales es la mejora de la biodiversidad edáfica, este aspecto es una de las grandes incógnitas que merecen ser abordadas en el futuro no sólo por su potencial en la lucha contra las plagas sino también por sus implicaciones en la conservación integral del suelo y el territorio.

Quedan aquí planteadas estas incógnitas para animar a otros investigadores a intentar resolverlas y tomar el testigo de este trabajo, lo cual sería por otra parte, uno de los mejores resultados que podríamos esperar.

REFERENCIAS

Alexandratos, N., 1995. *World Agriculture: Towards 2010, a FAO study*. John Wiley and Sons (Eds.), Chichester, GB and FAO Roma.

Aljibury, F.K., Christensen, L.P., 1972. Water penetration of vineyard soils as modified by cultural practices. *American Journal of Enology and Viticulture*, 23 (1): 35-38.

Ankeny, M.D., Kaspar, T.C., Horton R., 1990. Characterization of tillage and traffic effectson unconfined infiltration measurements. *Soil Science Society of America Journal*, 54: 837–840

Argüeso D., Hidalgo-Muñoz, J.M., Gámiz-Fortis, S.R., Esteban-Parra, M.J., Castro-Díez, Y., 2012. High-resolution projections of mean and extreme precipitation over Spain using the WRF model (2070-2099 vs. 1970-1999). *Journal of Geophysical Research*, 117: D12108.

Arnáez, J., Lasanta, T., Ruiz-Flano, P., Ortigosa, L., 2007. Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards. *Soil Tillage Research*, 93 (2): 324-334.

Arnoldus, H.M.J., 1977. Predicting soil losses due to sheet and rill erosion. In: *Guidelines for watershed management*. FAO Conservation Guide, no. 1 / FAO, Rome (Italy). Forest Resources Div., 99-124.

Augeard, B., Kao, C., Chaumont C., Vauclin, M., 2005. Mechanisms of surface runoff genesis on a subsurface drained soil affected by surface crusting: A field investigation. *Physics and Chemistry of the Earth*, 30 (8-10): 598-610.

Augustinus, P., Nieuwenhuyse, P. J., 1986. Soil-erosion in vineyards in the Ardeche Region. *Catena*, 13(3): 295-304.

Auzet, A.V., Le Bissonnais, Y., Souchère, V., 2006. Soil erosion in France. In: *Soil Erosion in Europe*. Boardman, J., Poesen, J. (Eds.),. Wiley, pp.369–383.

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.

Bascomb, C.L., 1964. Rapid method for the determination of cation-exchange capacity of calcareous and non-calcareous soils. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 15: 821–823.

Battany M.C., Grismer M.E., 2000. Rainfall runoff and erosion in Napa Valley vineyards: effects of slope, cover and surface roughness. *Hydrological Processes*, 14: 1289–1304.

Baumgartner, K., Steenwerth, K. L., Veilleux, L., 2008. Cover-Crop Systems Affect Weed Communities in a California Vineyard. *Weed Science*, 56(4) : 596-605.

Ben Moussa Machraoui, S., Errouissi, F., Ben-Hammouda, M., Nouira, S., 2010. Comparative effects of conventional and no-tillage management on some soil properties

under Mediterranean semi-arid conditions in northwestern Tunisia. *Soil and Tillage Research*, 106: 247-253.

Bennet, H.H., 1939. *Soil Conservation*. McGraw-Hill Book Company, inc. 993 pp.

Berhe, A.A., Harte, J., Harden, J.W., Torn, M.S., 2007. The Significance of the Erosion-Induced Terrestrial Carbon Sink. *BioScience*, 57: 337-346

Berndtsson, R., Larson M., 1987. Spatial variability of infiltration in a semi-arid environment. *Journal of Hydrology*, 90: 117-133.

Bienes, R., Torcal., L., 1997. Influencia del manejo del suelo sobre erosión en depósitos de terraza (El Encín y Marchamalo). *Cuaternario y Geomorfología*, 11: 113-124.

Bienes, R., Pérez, R., Domínguez, M.A., 2001. *Mapa de degradación de los suelos de la Comunidad de Madrid*. Consejería de Medio Ambiente-Comunidad de Madrid, 121 pp. ISBN: 84-451-2129-4

Bienes, R., 2005. Control de la erosión en suelos del centro peninsular. En: *Actas del II Simposio Nacional sobre Control de la Degradación de Suelos*, Jiménez Ballesta, R., Álvarez González, A.M. (Eds.), Madrid, España, pp. 37- 51. ISBN: 84-689-2620-5

Bienes, R., Moré, A., Marqués M.J., Moreiro, S., Nicolau, J.M., 2005. Efficiency of different Plant Cover to Control Water Erosion in Central Spain. In: A. Faz Cano, R. Ortíz Silla and AR Mermut (Eds). *Sustainable Use and Management of Soils- Arid and Semiarid Regions*. *Advances in Geoecology*, 36: 155-162.

Bienes R., Marqués, M.J., 2007. ¿Qué es un evento erosivo? Establecimiento de un límite. En: *Actas del III Simposio Nacional sobre Degradación del Suelo y Desertificación*. Rodríguez-Rodríguez, A., Arbelo C. (Eds.), pp.119-120.

Bienes, R. Pérez Rodríguez, R. Jiménez L., Marqués, M.J., 2007. Influencia de la escala de la parcela en la determinación de la pérdida de suelo. En: *Actas del III Simposio Nacional sobre Degradación del Suelo y Desertificación*. Fuerteventura, pp. 123-124.

Bienes, R., Jiménez, R., Ruiz-Colmenero, M., Garcia-Estringana, P., Marqués, M.J., 2009. Influencia de la cubierta vegetal arbustiva y la longitud de la ladera sobre la densidad aparente del suelo. En: *Libro de actas de Congreso Internacional sobre desertificación (ICOD) en memoria del profesor John B. Thornes*. *Avances en estudios sobre desertificación*. Romero Díaz, A., Belmonte Serrato, F., Alonso Sarria, F., López-Bermúdez, F. (Eds), Murcia, pp. 179-182.

Bini, C., Gemignani, S., Zilocchi, L., 2006. Effect of different land use on soil erosion in the pre-alpine fringe (North-East Italy): Ion budget and sediment yield. *Science of the Total Environment*, 369(1-3) : 433-440.

Blackman, R. B., Tukey, J., 1958. *The measurement of power spectral from the point of view of communication engineering*. New York: Dover.

Blavet, D., De Noni, G., Le Bissonnais, Y., Leonard, M., Maillo, L., Laurent, J.Y., Asseline, J., Leprun, J.C., Arshad, M.A., Roose, E., 2009. Effect of land use and management on the early stages of soil water erosion in French Mediterranean vineyards. *Soil and Tillage Research*, 106: 124–136.

Boberg, F., Berg, P., Thejll, P., Gutowski, W.J., Christensen, J.H., 2010. Improved confidence in climate change projections of precipitation further evaluated using daily statistics from ENSEMBLES models. *Climate Dynamics*, 35: 1509-1520.

Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Imeson, A.C., Soriano-Soto, M.D., 2001. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena*, 44: 47-67.

Boix-Fayos, C., Martinez-Mena, M., Calvo-Cases, A., Arnau-Rosalén, E., Alvadalejo, J., Castillo, V. 2006. Causes and underlying processes of measurement variability in field erosion plots in Mediterranean conditions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 78: 267–285

Bond, W.J., 2010. Do nutrient-poor soils inhibit development of forests? A nutrient analysis. *Plant Soil*, 334: 47-60.

Bonel, B.A., Denoia, J., Costanzo, M., Giubileo, G., Zerpa, G., 2004. Efecto de la Labor de Escarificado Sobre un Argiudol Vertico Bajo Siembra Directa Continua. *Ciencia e Investigación Agraria*, 31(3): 187-196.

Bossio D., Geheb K., Critchley W., 2010. Managing water by managing land: Addressing land degradation to improve water productivity and rural livelihoods. *Agricultural Water Management*, 97: 536–542.

Boy, S., Ramos, M.C., 2005. Metal enrichment ratios in runoff and their relation to rainfall characteristics in a Spanish Mediterranean vineyard soil. *Advances in Geoecology*, 36: 511-517.

Brady, N.C., Weil, R.R., 2007. *The Nature and properties of soils*. Fourteenth Ed. Pearson International Edition. New Jersey.

Brandt, C.J., Thornes, J.B., 1987. Erosional energetics. In: *Energetics of Physical Environment*. K.J. Gregory, John Wiley & Sons (eds.), pp. 51-87.

Brazier, R.E., Bilotta, G.S., Haygarth, P.M., 2007. A perspective on the role of lowland, agricultural grasslands in contributing to erosion and water quality problems in the UK. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32: 964-967.

Brenot, J., Quiquerez, A., Petit, C., Garcia J.P., 2008. Erosion rates and sediment budgets in vineyards at 1-m resolution based on stock unearthing (Burgundy, France). *Geomorphology*, 100 (3-4): 345-355.

Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124: 3-22.

Busoni, 1997. Metodo della zolla ovvero dell'unità strutturale (ped). In: *Metodi di analisi fisica del suolo*. Ministero per le politiche agricole. Milano, pp. 10-12.

Cambardella, C.A., Gajda, A.M., Doran, J.W., Wienhold, B.J., Kettler, T.A., 2001. Estimation of particulate and total organic matter by weight loss-on-ignition. In *Assessment Methods for Soil Carbon*. Lal, R. et al. (eds.), CRC Press, Boca Raton, F.L: pp. 349–359.

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.

Capote, R., Carro, S., 1968. Existencia de una red fluvial intramiocena en la Depresión del Tajo. *Estudios Geológicos*, 24: 91-95.

Caputo, T., 2008. The 'old-vine' dilemma: 71% of winemakers in our survey favor a legal definition. *Wines and Vines*, Feb 2008: 9.

Cárceles-Rodríguez, B., Francia-Martínez, J.R., Martínes-Raya, A., 2009. Impacto en el medio ambiente del cultivo de almendros en fuertes pendientes con dos cubiertas vegetales: Matorral y Leguminosa. En: *Libro de actas de Congreso Internacional sobre desertificación (ICOD) en memoria del profesor John B. Thornes. Avances en estudios sobre desertificación*. Romero Díaz, A., Belmonte Serrato, F., Alonso Sarria, F., López-Bermúdez, F. (Eds). Septiembre 2009, Murcia.

Casalí, J., Giménez, R., De Santisteban, L., Álvarez-Mozos, J., Menaand J., Del Valle de Lersundi, J., 2009. Determination of long-term erosion rates in vineyards of Navarre (Spain) using botanical benchmarks. *Catena*, 78 (1): 12-19.

Celette, F., Wery, J., Chantelot, E., Celette, J., Gary. C., 2005. Belowground interactions in a vine (*Vitis vinifera* L.)-tall fescue (*Festuca arundinacea* Shreb.) intercropping system: water relations and growth. *Plant and Soil*, 276: 205-217.

Celette, F., Gaudin, R., Gary, C., 2008. Spatial and temporal changes to the water regime of a Mediterranean vineyard due to the adoption of cover cropping. *European Journal of Agronomy*, 29: 153-162.

Centeno, A., Lissarrague, J.R., 2007. Relación entre la biomasa producida y el consumo hídrico a lo largo del ciclo de la vid (cv. Tempranillo) sometida a condiciones de estrés hídrico. *Actas de Horticultura*, 48: 162-165.

Cerdá, A., 1998. Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena*, 32: 73–86.

Cerdá, A., 2000. Aggregate stability against water forces under different climates on agriculture land and scrubland in southern Bolivia. *Soil and Tillage Research*, 57: 159-166.

Cerdá, A., 2001. La erosión del suelo y sus tasas en España. *Revista Ecosistemas*, 3: sept. <http://www.um.es/gtiweb/allmetadata/erosion%20suelo.htm>

Cerdá, A., Bodí, M. B., 2007. Erosión hídrica del suelo en el territorio valenciano. La degradación del suelo por erosión hídrica en España. En: *Erosión y Degradación del suelo agrícola en España*. Ed: Artemi Cerdá.

Cerdá, A., Flanagan, D.C., le Bissonnais, Y., Boardman, J., 2009. Soil erosion and agriculture. *Soil and Tillage Research*, 106: 107–108.

Cerdan, O., Le Bissonnais, Y., Couturier, A., Saby, N., 2002. Modelling interrill erosion in small cultivated catchments. *Hydrological Processes*, 16: 3215–3226.

Chisci, G.C., Bazzoffi, P., Pagliai, M., Papini, R., Pellegrini, S., Vignozzi, N., 2001. Association of sulla and atriplex shrub for the physical improvement of clay soils and environmental protection in central Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84: 45-53.

Christiansen, J.E., 1942. *Irrigation by sprinkling*. University of California Experiment Station, Bulletin 670. Experiment Station; 124p Berkeley, California

COM, 2002. Communication from the commission to the council, the european parliament, the economic and social committee and the committee of the regions. Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. Brussels. Council Regulation (EC) No 1268/1999 179 final.

COM, 2006. 231-final. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Thematic Strategy for Soil Protection [SEC(2006)620] [SEC(2006)1165].

Corbane, C., Andrieux, P., Voltz, M., Chadaeuf, J., Albergel, J., Robbez-Masson, J.M., Zante, P., 2008. Assessing the variability of soil surface characteristics in row-cropped fields: The case of Mediterranean vineyards in Southern France. *Catena*, 72: 79-90.

Cuevas, E., Baeza, P., Lissarrague, J.R., 1999. Effects of 4 moderate water regimes on seasonal changes in vineyard evapotranspiration and dry matter production under semi-arid conditions. *Acta Horticulturae*, 493: 253-259.

Darmendrail, D., Cerdan, O., Gobin, A., Bouzit, M., Blanchard, F., Siegele, B., 2004. *Assessing the economic impact of soil deterioration: Case Studies and Database Research*. ENV.B/ETU/2003/0024. Orléans, France.

Davidson, E.A., Ackerman, I.L., 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 20: 161–193.

De Baets, S., Poesen, J., Meersmans, J., Serlet, L., 2011. Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. *Catena*, 85: 237-244.

De la Rosa, D., Moreno, J.A., Mayol, F., Bonsón T., 2000. Assessment of soil erosion vulnerability in western Europe and potential impact on crop productivity due to loss of soil depth using the ImpelERO model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 81: 179–190.

Dewis, J., Freitas F., 1970. *Physical and chemical methods of soil and water analysis*. FAO, Soils Bulletin N° 10, Rome.

DeWitt, G., 1982. Three Vine Management Techniques Used During Consecutive Years of Abnormally Low Winter Rainfall in the Napa Valley. *American Journal of Enology and Viticulture*, 33: 117-123.

Dodd, M.B., Lauenroth, W.K., Burke, I.C., Chapman, P.L., 2002. Associations between vegetation patterns and soil texture in the shortgrass steppe. *Plant Ecology*, 158 (2): 127-137.

Dörner, J., Dec, D., Peng, X., Horn, R., 2009. Effect of Land Use on Structural Stability and Pore Functions of an Andisol (Typic Hapludand) in Southern Chile. *Journal of Soil Science And Plant Nutrition*, 9(3): 190-209.

Dunjó, G., Pardini, G., Gispert, M., 2003. Land use effects on abandoned terraced soils in a Mediterranean catchment, NE Spain. *Catena*, 52 (1): 23-37.

Dunkerley, D., 2008. Rain event properties in nature and in rainfall simulation experiments: a comparative review with recommendations for increasingly systematic study and reporting. *Hydrological Processes*, 22: 4415–4435.

Elías-Castillo F., Ruíz-Beltrán L., 1979. Precipitaciones Máximas en España. Estimaciones basadas en métodos estadísticos. En: *Monografía 21 Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza*. Ministerio de Agricultura (Eds.), Madrid, España, pp. 226-229.

Estrany, J., Garcia, C., Batalla, R.J., 2009. Suspended sediment transport in a small Mediterranean agricultural catchment. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34 (7): 929-940.

Eswaran, H., Reich, P., Beinroth, F., 1998. Global Desertification Tension Zones *Proc. of International Soil Conservation Organization Conference*, Purdue University, IN. <http://soils.usda.gov/use/worldsoils/papers/tensionzonepaper.html>

Eswaran, H., Lal R., Reich., P.F., 2001. Land degradation: an overview. In: *Responses to Land Degradation. Proc. 2nd. International Conference on Land Degradation and Desertification*. Bridges, E.M., I.D. Hannam, L.R. Oldeman, F.W.T. Pening de Vries, S.J. Scherr, Sompatpanit S. (Eds.), Khon Kaen, Thailand. Oxford Press, New Delhi, India.

ESYRCE, 2011. Análisis de las Técnicas de Mantenimiento del Suelo y de los Métodos de Siembra. En: *Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos en España*. Subdirección General de Estadística, SGT. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, 36 pp.

Everaert, W., 1991. Empirical relations for the sediment transport capacity of interrill flow. *Earth Surface Processes and Landforms*, 16: 513–532.

Eynard, A., Schumacher, T.E., Lindstrom, M.J., Malo, D.D., 2005. Effect of agricultural management systems on soil organic C in aggregates of Ustoll and Usterts. *Soil and Tillage Research*, 81: 253–63.

FAO. 1967. *La erosión del suelo por el agua*. Colección FAO: Fomento de tierras y aguas. Boletín N° 81, Roma.

FAO-UNESCO, 1979. *Conferencia Mundial sobre Reforma Agraria y Desarrollo Rural*. Roma, 1979.

FAO, 2006. World reference base for soil resources. In: *Guidelines for soil description*, 4th edition. FAO, Rome.

FAO, 2008. (ISRIC). Datos obtenidos en el proyecto LADA (Evaluación de la Degradación del Suelo en Zonas Áridas) de FAO - ISRIC (Información Mundial del Suelo). http://www.fao.org/nr/lada/index.php?option=com_content&view=article&id=72%3Apreliminary-map-of-landdegradation-produced&catid=1&Itemid=171&lang=es.

Farage, P., Ball, A., McGenity, T.J., Whitby, C., Pretty, J., 2009. Burning management and carbon sequestration of upland heather moorland in the UK. *Australian Journal of Soil Research*, 47(4): 351-361.

Fenton, T.E., Kazemi, M., Lauterbach-Barrett, M.A., 2005. Erosional impact on organic matter content and productivity of selected Iowa soils. *Soil and Tillage Research*, 81: 163-171.

Fernandez-Calviño, D., Pateiro-Moure, M., Lopez-Periago, E., Arias-Estevez, M., Novoa-Munoz, J. C., 2008. Copper distribution and acid-base mobilization in vineyard soils and sediments from Galicia (NW Spain). *European Journal of Soil Science*, 59(2): 315-326.

Ferrero, A., Lisa, L., Parena, L.S., Sudiro, L., 2002. *Run-off and soil erosion from tilled and controlled grass-covered vineyards in a hillside catchment*. ERB and Northern European FRIEND Project 5 Conference, Demänovská dolina, Slovakia.

Francia Martínez J.R., Durán Zuazo V.H., Martínez Raya A., 2006. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Science of the Total Environment*, 358(1-3): 46-60.

Francis, C.F., Thornes, J.B., 1990. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. In: *Vegetation and Erosion, Processes and Environments*. J. Thornes (Ed.), J.Wiley & Sons, Chichester, pp.363-384.

García Moreno, R., Díaz Álvarez, M.C., Tarquis Alonso, A., Barrington, S., Saa Requejo, A., 2008. Tillage and soil type effects on soil surface roughness at semiarid climatic conditions. *Soil and Tillage Research*, 98: 35-44.

García-Fayos, P., Valladares, F., 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF S.A. ,Madrid.

García-Muñoz, S., Bienes, R., Ruiz-Colmenero, M., Pérez, M.A., Velasco, A., Muñoz, G., Cabello, F., Marqués, M.J., 2012. Experiencias en Distintas Regiones Vitivinícolas: Madrid. En: *Guía de mantenimiento del suelo en viñedo mediante cubiertas vegetales*. Ibáñez Pascual, S., Andreu, L.J., García-Muñoz, S., Giralt, Ll., Ramírez-Pérez, P., Sagüés, A., Yuste, J. (Eds.). Grupo de trabajo de experimentación en viticultura y enología (GETEVE). A Coruña, 8-10 Mayo.

García-Ormaechea, S., Jiménez, L., Bienes, R., 2003. Cálculo de la infiltración mediante el método de Müntz y con simulador de lluvia en el sureste de la Comunidad

de Madrid. En: *Control de la erosión y degradación del suelo*. Consejería de Economía e Innovación Tecnológica. Bienes, R., Marqués, M.J. (eds.). ISBN: 84-688-2337-6. Comunidad de Madrid. Julio, 2003. pp. 479-482.

García-Ruiz, J.M., 2010. The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. *Catena*, 81: 1-11.

García-Ruiz, J.M., Lana-Renault, N., Begueria, S., Lasanta, T., Regues, D., Nadal-Romero, E., Serrano-Muela, P., Lopez-Moreno, J. I., Alvera, B., Martí-Bono, C., Alatorre, L. C., 2010. From plot to regional scales: Interactions of slope and catchment hydrological and geomorphic processes in the Spanish Pyrenees. *Geomorphology*, 120: 248-257.

Gay, G., Bovio, M., Minati, J. L., Morando, A., Novello, V., Ambrosoli, R., 2004. Soil management in relation to training system in a steep vineyard. *Journal International des Sciences de la Vigne et du Vin*, 38 (1): 71-74.

Gerlach, T., 1967. Hillslope for measuring sediment movement. *Revue Géomorphologie Dynamic*, 4: 173-175.

Giralt Vidal, L., Domingo Gustems, C., Catalina Alonso, O., 2008. La cubierta vegetal como técnica de manejo del suelo en la viña. En: *Libro de Actas de Jornadas técnicas internacionales Ecososteniblewine*. 26 y 27 de noviembre, Villafranca del Penedés.

Gómez J.A., Giráldez J.V., Pastor M., Fereres E., 1999. Effects of tillage methods on soil physical properties, infiltration and yield in an olive orchard. *Soil and Tillage Research*, 52: 165-175.

Gómez, J.A., Nearing, M.A., 2005. Runoff and sediment losses from rough and smooth soil surfaces in a laboratory experiment. *Catena*, 59: 253-266.

González-Hidalgo, J.C., de Luís Arrillaga, M., Peña Monné, J.L., 2005. Los eventos extremos de precipitación, la variabilidad del clima y la erosión del suelo. Reflexiones ante el cambio del clima en los sistemas mediterráneos. *Revista Cuaternario y Geomorfología*, 19(1-2): 49-62.

González-Hidalgo, J. C., Peña-Monné, J.L., De Luis M., 2007. A review of daily soil erosion in Western Mediterranean areas. *Catena*, 71(2): 193-199.

Gourbesville, P., 1997. Soil erosion in the vineyards of Champagne. *Human Impact on Erosion and Sedimentation*, 245: 3-11.

Green, T.R., Ahuja, L.R., Benjamin, J.G., 2003. Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. *Geoderma*, 116: 3-27.

Gristina, L., Ferrotti, F., Poma, I., Saladino, S., Barbagallo, M. G., Costanza, P., 2005. Management of subterranean clover, annual medic and vetch for Sicilian vineyard sustainability. In: *Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions*. A. Faz Cano, R. Ortiz Silla and A.R. Mermut (Eds.). *Advances in Geoecology*, 36: 103-112.

Guerra, B., Steenwerth, K., 2011. Influence of Floor Management Technique on Grapevine Growth, Disease Pressure, and Juice and Wine Composition: A Review. *American Journal of Enology and Viticulture*, November 11.

Guevara, E., 1997. *Manejo integrado de cuencas. Documento de referencia para los países de América Latina*. FAO. RCL/97/04-FOR-54. Santiago. Chile. 14 pp.

Guix, N., 2005. *Prise en compte des nappes superficielles pour spatialiser le bilan hydrique à l'échelle sub-régionale. Cas de la vigne en basse vallée de la Peyne – Hérault, France*. Ph.D. Thesis, AgroM, Montpellier, France.

Hartge, K.H., Horn, R., 1992. *Die physikalische Untersuchung von Böden*. Ferdinand Enke Verlag 3, Auflage, Stuttgart, 177 pp.

Hebrard, O., Voltz, M., Andrieux, P., Moussa, R., 2006. Spatio-temporal distribution of soil surface moisture in a heterogeneously farmed Mediterranean catchment. *Journal of Hydrology*, 329 (1-2): 110-121.

Hermle, S., Anken, T., Leifeld, J., Weiskopf, P., 2008. The effect of tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate condition. *Soil and Tillage Research*, 98: 94–105.

Hillel, D., 2004. *Introduction to environmental soil physics*. Academic Press, San Diego, CA. Elsevier Science, USA.

Hudson, B.D., 1994. Soil organic matter and available water capacity. *Journal Soil Water Conservation*, 49: 189-194.

ICONA, 1988. *Mapas de Estados Erosivos. Cuenca hidrográfica del Segura*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), Ministerio de agricultura, pesca y alimentación, Madrid.

IGME, 1990. *Mapa Geológico de España*. Escala 1:50.000, Alcala de Henares. Instituto Tecnológico Geominero de España.

INE, 2009. *Agricultura y ganadería en España y Europa*. Datos del censo agrario 2009. http://www.ine.es/censoagrario/censoag_folleto.pdf

INE, 2012. *Anuario estadístico de España*. Datos del censo agrario 2009. http://www.ine.es/prodyser/pubweb/anuario12/anu12_12agric.pdf

Imeson, A.C., Vis, M., 1984. Assessing soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. *Geoderma*, 34: 185-200.

Jackson, R. S., 2008. *Vineyard Practice 4, Wine Science (Third Edition)*, Academic Press, San Diego, pp.108-238.

Jin, K., Cornelis, W.M., Gabriels, D., Baert, M., Wu, H.J., Schiettecatte, W., Cai, D.X., De Neve, S., Jin, J.Y., Hartmann, R., Hofman G., 2009. Residue cover and rainfall intensity effects on runoff soil organic carbon losses. *Catena*, 78: 81–86.

Joy, T.J., 1982. Accelerated erosion: process, problems, and prognosis. *Geology*, 10: 524–529.

JRC, 2008. *Threats to Soil Quality in Europe*. JRC Scientific and Technical Reports EUR 23438 EN 2008. Luxembourg, pp. 129-138.

Kasperson, R.E., Golding, D., Tuler S., 1992. Social distrust as a factor in siting hazardous facilities and communicating risks. *Journal of Social Issues*, 48(4): 161-187.

Kirkby, M.J., Morgan, R.P.C., 1980. *Soil erosion*. John Wiley and Sons, London.

Konen, M.E., Jacobs, P.M., Burras, C.L., Talaga, B.T., Mason, J.A., 2002. Equations for predicting soil organic carbon using loss-on-ignition for North Central U.S. soils. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 1878-1881.

Kosmas, C., Danalatos, N., Cammeraat, L.H., Chabart, M., Diamantopoulos, J., Farand, R., Gutierrez, L., Jacob, A., Marques, H., Martinez-Fernandez, J., Mizara, A., Moustakas, N., Nicolau, J.M., Oliveros, C., Pinna, G., Puddu, R., Puigdefábregas, J., Roxo, M., Simao, A., Stamou, G., Tomasi, N., Usai, D., Vacca, A., 1997. The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena*, 29: 45-59.

Kosmas, C., Gerontidis, St., Marathianou, M., 2000. The effect of land use change on soils and vegetation over various lithological formations on Lesbos (Greece). *Catena*, 40: 51– 68.

Kostiakov, A.N., 1932. On the dynamics of the coefficient of water-percolation in soils and on the necessity of studying it from a dynamic point of view for purpose of amelioration. In: *Transactions of the Sixth Commission of the International Society of Soil Science*, Russian Part A, pp.17-21

Kriedemann, P.E., Smart, R.E., 1971. Effects of irradiance, temperature and leaf water potential on photosynthesis of vine leaves. *Photosynthetica*, 5: 6-15.

Krohn, N.G., Ferree, D.C., 2005. Effects of low-growing perennial ornamental groundcovers on the growth and fruiting of 'Seyval blanc' grapevines. *Hortscience*, 40 (3): 561-568.

Kuhn, N.J., Hoffmann, T., Schwanghart, W., Dotterweich, M., 2009. Agricultural Soil Erosion and Global Carbon Cycle: Controversy Over? *Earth Surface Processes and Landforms*, 34: 1033-1038.

Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304: 1623–1627.

Lal, R., 2005. Soil erosion and carbon dynamics, *Soil and Tillage Research*, 81: 137-142.

Lal, R., Reicosky, D.C., Hanson, J.D., 2007. Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. *Soil and Tillage Research*, 93: 1–12.

- Lal, R., 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science*, 60: 158–169.
- Lasanta, T., Sobrón, I., 1988. Influencia de las prácticas de laboreo en la evolución hidromorfológica de suelos cultivados con viñedo. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 14: 81–97.
- Lázaro, F., Elías F., Nieves, M., 1978. *Regímenes de humedad de los suelos de la España peninsular*. Colección Monografías INIA nº 20. Ministerio de Agricultura. ISBN: 84-500-2591-5.
- Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *European Journal of Soil Science*, 48: 39-48.
- Le Bissonnais, Y., Benkhadra, H., Chaplot, V., Fox, D., King, D., Daroussin, J., 1998. Crusting, runoff and sheet erosion on silty loamy soils at scales and upscaling from m² to small catchments. *Soil and Tillage Research*, 46: 69–80.
- Le Bissonnais Y, Lecomte V, Cerdan O., 2004. Grass strip effects on runoff and soil loss. *Agronomy*, 24: 129-136.
- Le Bissonnais, Y., Blavet, D., De Noni, G., Laurent, J.Y., Asseline, J., Chenu, C., 2007. Erodibility of Mediterranean vineyard soils: Relevant aggregate stability methods and significant soil variables. *European Journal Soil Science*, 58: 188-195.
- Le Goff-Guillou I., Marsault J., Riou C., 2000. Impacts de l'enherbement sur le fonctionnement de la vigne, la composition des moûts, les durées de fermentation et la qualité des vins. *Progrès Agricole et Viticole*, 117 (5): 103-110.
- Leib, B. G., Redulla, C. A., Stevens, R. G., Matthews, G. R., Strausz, D. A., 2005. Erosion control practices integrated with polyacrylamide to reduce sediment loss in furrow irrigation. *Applied Engineering in Agriculture*, 21(4): 595-603.
- Leonard, J., Andrieux, P., 1998. Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in Southern France. *Catena*, 32: 209-223.
- Leonard, M., 2003. *L'érosion hydrique des sols cultivés: analyse systémique et propositions de gestion. Application aux vignobles d'Ardèche méridionale*. Thèse Doct. Géogr. Univ. Joseph Fourier, Grenoble, France.
- Lesschen, J. P., Schoorl, J. M., Cammeraat, L. H., 2009. Modelling runoff and erosion for a semi-arid catchment based on hydrological connectivity to integrate plot and hillslope scale influences. *Geomorphology*, 109:174-183.
- Linares, R., Baeza, P., Lissarrague, J.R., 2007. El potencial hídrico foliar. En: *Fundamentos, Aplicación y Consecuencias del Riego en la Vid*. P. Baeza, J.R. Lissarrague y P. Sánchez de Miguel (Eds.) Agrícola Española, Madrid, pp. 35-45.
- Lopes, C.M., Santos, T.P., Monteiro, A., Rodrigues, M.L., Costa, J.M., Chaves, M.M., 2011. Combining cover cropping with deficit irrigation in a Mediterranean low vigor vineyard. *Scientia Horticulturae*, 129(4): 603-612.

López, M.V., Sabre, M., Gracia, R., Arrúe, J.L., Gomes, L., 1998. Tillage effects on soil surface conditions and dust emission by wind erosion in semiarid Aragón (NE Spain). *Soil and Tillage Research*, 45: 91-105.

López-Bermúdez, F., Romero Díaz, A., Martínez-Fernández, J., Martínez-Fernández, J., 1998. Vegetation and soil erosion under a semi-arid Mediterranean climate: a case study from Murcia (Spain). *Geomorphology*, 24 (1): 51–58.

López-Bermúdez, F., 2007. *Desertificación: Preguntas y respuestas a un desafío económico, social y ambiental*. Cuadernos aula Biodiversidad. Fundación Biodiversidad.

López-Bermúdez, F., García-Ruiz, J.M., 2007. La degradación del suelo por erosión hídrica en España. En: *Erosión y Degradación del suelo agrícola en España*. Ed: Artemi Cerdá. Geography Department, University of Valencia, Spain, pp. 11-49. ISBN: 978-84-370-7192-3.

Loughran, R.J., Balog, R.M., 2006. Re-sampling for soil-caesium-137 to assess soil losses after a 19-year interval in a Hunter Valley Vineyard, New South Wales, Australia. *Geographical Research*, 44: 77–86.

MARM, 2008. Ministry of the Environment and Rural and Marine Affairs. <http://www.magrama.gob.es/app/mecanizacion/consultaFichasMaquinaria.aspx>

Mahmood, S., Latif, M., 2003. Surge-ring infiltrometer and its application to simulate infiltration. *Irrigation and Drainage Systems*, 17: 367-279.

Maigré D., 1999. Comportement physiologique de la vigne et microclimat lumineux des grappes: influence de l'enherbement permanent résultats 1997 sur gamay. *Progrès Agricole et Viticole*, 116 (12): 278-284.

Maréchal, B., Prosperi, P., Rusco, E., 2008. Implications of soil threats on agricultural areas in Europe. In: *Threats to Soil Quality in Europe. JRC Scientific and Technical Reports*. EUR 23438 EN 2008. Gergely Tóth, Montanarella, L., Rusco, E. (Eds.), Luxembourg. pp. 129-138.

Marques M. J., Bienes, R., Garcia-Muñoz, S., Muñoz-Organero, G., 2008a. Cover crops for the soil protection in hillside vineyards under Mediterranean climate. In: *Proceedings of Geophysical Research Abstracts*. EGU General Assembly. Vienna, AT.; Vol. 10, SRef-ID: 1607-7962/gra/EGU2008-A-04192.

Marques, M.J., Bienes, R., Pérez-Rodríguez, R., Jiménez., L., 2008b. Soil Degradation in Central Spain due to sheet water erosion caused by frequent rainfall events. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33: 414- 423.

Marques, M.J., García-Muñoz, S., Muñoz-Organero, G., Bienes, R., 2010. Soil conservation beneath grass cover in hillside vineyards under mediterranean climatic conditions (Madrid, Spain). *Land Degradation and Development*, 21: 122–131.

Marques, M.J., Velasco, A., Ruiz-Colmenero, M., Cuadrado, J., Bienes, R., 2011. To what extent are farmers willing to collaborate to control land degradation? In: *Land Degradation processes and Assesment: wind erosion, interrill erosion, gully erosion,*

land cover features. Donald G., Vermang, J. (Eds.), Unesco Chair of Eremology, Ghent University. Belgium; 118-124 pp. ISBN: 978-90-5989-439-6.

Martínez, R.A., Durán Z.V.H., Francia F.R., 2006. Soil erosion and runoff response to plant cover strips on semiarid slopes (SE Spain). *Land Degradation and Development*, 17: 1–11.

Martínez-Casasnovas, J. A., Ramos, M.C., 2006. The cost of soil erosion in vineyard fields in the Penedés–Anoia Region (NE Spain). *Catena*, 68: 194-199.

Martínez-Casasnovas, J.A., Ramos, M.C., 2010. Cots-Folch, Roser Influence of the EU CAP on terrain morphology and vineyard cultivation in the Priorat region of NE Spain. *Land Use Policy*, 27: 11-21.

Martínez-Fernández, J., 1995. Medida de curvas de retención de humedad en laboratorio y su estimación. En: *Avances en investigación en zona no saturada*. J.M. Gonzalo, I. Antigüedad. (Eds.), pp.193-201

Martínez-Mena, M., Abadía, R., Castillo, R., Albaladejo, J., 2001. Diseño experimental mediante lluvia simulada para el estudio de los cambios en la erosión del suelo durante la tormenta. *Cuaternario y Geomorfología*, 15: 31-43.

Martínez-Mena, M., López, J., Almagro, M., Albaladejo, J., Castillo, V., Ortiz, R., Boix Fayos, C., 2012. Organic carbon enrichment in sediments: Effects of rainfall characteristics under different land uses in a Mediterranean area. *Catena*, 94: 36-42.

Medrano, H., Escalona, J.M., Flexas, J., 2007. Indicadores fisiológicos para el control del estado hídrico de la vid. En: *Fundamentos, Aplicación y Consecuencias del Riego en la Vid*. Baeza, P., Lissarrague J. R., Sánchez de , P. (Eds.) Editorial Agrícola Española S.A., Madrid, ES, pp.15-34.

Mekki, I., Albergel, J., Ben Mechlia, N., Voltz, M., 2006. Assessment of overland flow variation and blue water production in a farmed semi-arid water harvesting catchment. *Physics and Chemistry of the Earth*, 31(17): 1048-1061.

Meyer, L. D., 1994. Rainfall simulators for soil erosion research. In: *Soil Erosion Research Methods*. R. Lal (Ed.), Second Edition. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, Iowa. pp. 83-103.

Miller, D.E., 1986. Root systems in relation to stress tolerance. *HortScience*, 21: 963-970.

Miller, J. J.; Sweetland, N. J. and Chang, C. 2002. Hydrological Properties of a Clay Loam Soil after Long-Term Cattle Manure Application. *Journal of Environmental Quality*, 31: 989-996.

MARM, 2007. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Área de Medio Ambiente y Biodiversidad.
http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/desertificacion/desertificacion_espania/

Montanarella, L., 1999. Soil at the interface between Agriculture and Environment. In: *Agriculture, Environment, Rural Development: Facts and Figures - A Challenge for Agriculture*. Report for the European Commission.

Montanarella, L., 2006. *Inflammatory Bowel Disease: Genetics, Barrier Function, Immunologic Mechanisms, and Microbial Pathways*, 1072: 3-11. Published by Blackwell Pub. on behalf of the New York Academy of Sciences, 412 pp.

Monteiro, A., Moreira, I., 2004. Reduced rates of residual and postemergence herbicides for weed control in vineyards. *Weed Research*, 44: 117-128.

Monteiro, A., Lopes, C.M., 2007. Influence of cover crop on water use and performance of vineyard in Mediterranean Portugal. *Agriculture Ecosystem and Environment*, 121:336-342.

Moret, D., Arrue, J.L., Lopez, M.V, Garcia, R., 2006. Influence of fallowing practices on soil water and precipitation storage efficiency in semiarid Aragon (NE Spain). *Agricultural Water Management*, 82: 161-176.

Morgan, R.P.C., 1997. *Erosión y conservación del suelo*. Ediciones Mundi-Prensa, 1997. ISBN: 84-7114-679-7.

Morlat, R., Jacquet, A., Asselin, C., 1993. Major effects of control of permanent grass cover in a long-term experiment in Anjou, France. *Progrès Agricole et Viticole*, 110: 406-410.

Morlat, R., Jacquet, A., 2003. Grapevine root system and soil characteristics in a vineyard maintained long-term with or without interrow sward. *American Journal of Enology and Viticulture*, 54: 1-7.

Morlat, R., Chaussod, R., 2008. Long-term Additions of Organic Amendments in a Loire Valley Vineyard. I. Effects on Properties of a Calcareous Sandy Soil. *American Journal of Enology and Viticulture*, 59(4): 353 - 363.

Motavalli, P.P., Anderson, S.H., Pengthamkeerati, P., Gantzer, C.J., 2003. Use of soil cone penetrometers to detect the effects of compaction and organic amendments in claypan soils. *Soil and Tillage Research*, 74: 103-114.

Mulia, R., Dupraz, C., 2006. Unusual fine root distributions of two deciduous tree species in southern France: what consequences for modelling of tree rot dynamics? *Plant Soil*, 281: 71-85.

Nacci, S., 2001. *Alteraciones en el régimen hídrico del suelo asociadas a la sistematización y cambios en el manejo de tierras con viña de secano en el Anoià-Alt Penedès*. Tesis Doctoral. Universidad de Lleida.

Norman, H., 1982. *Soil Conservation*. Editorial Reverté. 1982. pp. 22. ISBN – 84-291-1027-5.

Novara, A., Gristina, L., Saladino, S.S., Santoro, A., Cerdà, A., 2011a. Soil erosion assessment on tillage and alternative soil managements in a Sicilian vineyard. *Soil and Tillage Research*, 117: 140-147.

Novara, A., Gristina, L., La Mantia, T., Rühl, J., 2011b. Soil carbon dynamics during secondary succession in a semi-arid Mediterranean environment. *Biogeosciences Discussion*, 8: 11107-11138.

Novara, A., La Mantia, T., Barbera, V., Gristina, L., 2012. Paired-site approach for studying soil organic carbon dynamics in a Mediterranean semiarid environment. *Catena*, 89: 1-7.

Noy Meir, I., 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 25-51.

OIV, 2009. *State of Vitiviculture World Report*. International Organisation of Wine and Vine. March 2009. Paris, France.

OIV, 2012. *Statistics extracts of the world vitiviculture sector*. International Organization of Vine and Wine. Paris, France.

Oldeman L.R., Hakkeling R.T.A., Sombroek W.G., 1991. *World map on the status of human induced soil degradation, with explanatory note* (second revised edition). ISRIC Wageningen, UNEP, Nairobi.

Olmstead, M.A., Wample, R.L., Greene, S.L., Tarara, J.M., 2001. Evaluation of potential cover crops for inland Pacific Northwest vineyards. *American Journal of Enology and Viticulture*, 52(4): 292-303.

Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, J.F., 1954. *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*. U.S. Department of Agriculture Circular, 939 pp.

Ovalle, C., del Pozo, A., Lavín, A. Hirzel, J., 2007. Cubiertas vegetales en viñedos: comportamiento de mezclas de leguminosas forrajeras anuales y efectos sobre la fertilidad del suelo. *Agricultura Técnica Chile*, 67: 384-392.

Paroissien, J.B., Lagacherie, P., Le Bissonnais, Y., 2010. A regional-scale study of multi-decennial erosion of vineyard fields using vine-stock unearthing-burying measurements. *Catena*, 82: 159-168.

Pastor, J., Oliver, S., Martín, A., 1980. Comportamiento diferencial de *Trifolium subterraneum*, *Trifolium brachycalycinum* y *Trifolium yannicum* respecto a los factores ecológicos en sus comunidades del occidente de España. *Pastos*, 10: 44-57.

Peeters I., Van Oost, K., Govers, G., Verstraeten, G., Rommens, T., Poesen, J., 2008. The compatibility of erosion data at different temporal scales. *Earth and Planetary Science Letters*, 265: 138-152.

Pellegrini, S., Vignozzi, N., Batistoni, E., Pagliai, M., 2006. Macroporosity and saturated hydraulic conductivity of a silty clay soil as affected by different applied pressure, moisture content and land use. European Geosciences Union 2006. *Geophysical Research Abstracts*, 8: 03001.

- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995. Environmental and economic cost of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267: 1117-1123.
- Pimentel, D., 2006. Soil erosion: a food and environmental threat. *Environment, Development and Sustainability*, 8: 119–137.
- Pla Sentís, I., Nacci, S., 2001. Impacts of mechanization on surface erosion and mass movements in vineyards of the Anoia-Alt Penedés Area (Catalonia, Spain). In: *Sustaining the Global Farm*. Stott, E., Mohtar, R.H., Steinhardt, G.C. (Eds.), Purdue University and USDA ARS Soil Erosion Research Laboratory, Indiana, USA, pp. 812-816.
- Porta, J., Lopez-Acevedo, M., Roquero, C., 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 929 pp.
- Quinton, J.N., Govers, G., van Oost, K., Bardgett, R., 2010. The Impact of Agricultural Soil Erosion on Biogeochemical Cycling. *Nature Geoscience*, 3: 311-314.
- Quiquerez, A., Brenot, J., Garcia J.P., Petit, C., 2008. Soil degradation caused by a high-intensity rainfall event: Implications for medium-term soil sustainability in Burgundian vineyards. *Catena*, 73(1): 89-97.
- Raclot, D., Le Bissonnais, Y., Louchart, X., Andrieux, P., Moussa, R., Voltz, M., 2009. Soil tillage and scale effects on erosion from fields to catchment in a Mediterranean vineyard area. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134: 201-210.
- Ramos, M.C., Martínez-Casasnovas, J.A., 2004. Nutrient losses from vineyard soil in northeastern Spain caused by an extraordinary rainfall event. *Catena*, 55(1): 79–90.
- Ramos, M. C.; Martinez-Casasnovas, J. A., 2006a. Erosion rates and nutrient losses affected by composted cattle manure application in vineyard soils of NE Spain. *Catena*, 68(2-3): 177-185
- Ramos, M.C., Martínez-Casasnovas, J.A., 2006b. Nutrient losses by runoff in vineyards of the Mediterranean Alt Penede`s region (NE Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113 (1-4): 356–363
- Ramos, M.E., Benítez, E., García, P.A., Robles, A.B., 2010. Cover crops under different managements vs. frequent tillage in almond orchards in semiarid conditions: Effects on soil quality. *Applied Soil Ecology*, 44: 6-14.
- Raper, R.L., 2005. Subsoiling. In: Hillel, D. (Eds.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp. 69-76.
- Recondes Project Team, 2007. *Combating Land Degradation by Minimal Intervention: The Connectivity Reduction Approach*. University of Portsmouth.
- Reeves, D.W., 1994. Cover crops and erosion. In: *Crops Residue Management*. Hatfield, J.L., Stewart, B.A. (Eds.) CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 125-172

Reeves, D.W., 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research*, 43: 131-167

Ribolzi, O., Valles, V., Gomez, L., Voltz, M., 2002. Speciation and origin of particulate copper in runoff water from a Mediterranean vineyard catchment. *Environmental Pollution*, 112 (2): 261-271

Richards, L.A., 1941. A pressure-membrana extraction apparatus for soil solution. *Soil Science*, 51: 377-386.

Ripoche, A., Celette, F., Cinna, J.P., Gary, C., 2010. Design of intercrop management plans to fulfil production and environmental objectives in vineyards. *European Journal of Agronomy*, 32: 30-39.

Rodriguez-Lovelle B., Soyer J .P., Molot, C., 1999. Efectos del enherbado en viticultura sobre la nutrición mineral, el rendimiento y el vigor. *Investigación Agraria Producción y Protección Vegetales*, 14: 1-12.

Romero, L.R., 1998. Olive farming in the age of science and innovation. *Olivae*, 72: 42-51.

Romero-Díaz, A., Tobarra, P., López-Bermúdez, F., González-Barberá, G. 2002. Changing social and economic conditions in a region undergoing desertification in the Guadalentín. In: *Mediterranean Desertification. A Mosaic of Processes and Responses*. Geeson, N.A., Brandt C.J., Thornes, J.B. (Eds.). John Wiley & Sons, LTD. Chichester. 289-301 pp.

Ruiz-Colmenero, M., Bienes, R., Marques, M.J., 2010. Effect of cover crops management in aggregate stability of a vineyard in Central Spain. In: *Geophysical Research Abstracts*, 12. EGU General Assembly, Vienna. REF.: EGU2010-14186-3.

Ruiz-Colmenero, M., Bienes, R., Marques, M.J., 2011. Soil and water conservation dilemmas associated with the use of green cover in steep vineyards. *Soil and Tillage Research*, 117: 211-223.

Ruiz-Colmenero, M., Bienes R., Eldridge, D., Marques MJ., 2012. Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. *Catena*, in review.

Ruiz-Sinoga, J.D., Romero Diaz, A., 2010. Soil degradation factors along a Mediterranean pluviometric gradient in Southern Spain. *Geomorphology*, 118: 359-368.

Saavedra, M., Pastor, M., 2002. *Sistemas de cultivo en olivar: Manejo de malas hierbas y herbicidas*. Editorial Agrícola Española S.A., 428 pp.

Saavedra, M.M., 2003. El manejo de la cubierta vegetal en el control de la erosión en olivar. En: *Perspectivas de la Degradación del Suelo. Actas del I Simposio sobre Control de la Erosión y Degradación del suelo*. Bienes, R., Marqués, M.J. (Eds.) Comunidad de Madrid. 43-54 pp.

Saavedra, M.; Alcántara, C., 2005. Cubiertas vegetales en leñosos: avances en el cultivo del olivar. En: *Actas del Congreso Internacional sobre Agricultura de Conservación*. Córdoba, ES, pp. 75-87.

Salehi, M.H., Hashemi Beni, O., Beigi Harchegani, H., Esfandiarpour Borujeni, I., Motaghian, H.R., 2011. Refining soil organic matter determination by loss-on-ignition. *Pedosphere*, 21(4): 473–482.

Sasal, M.C., Andriulo, A.E., Taboada, M.A., 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil and Tillage Research*, 87 (1): 9-18.

Sánchez-Marañón, M., Soriano, M., Delgado, G., Delgado, R., 2002. Soil quality in Mediterranean mountain environments: Effects of land use changes. *Soil Science Society American Journal*, 66: 948-958.

Schiettecatte, W., Gabriels, D., Cornelis, W. M., Hofman G., 2008. Enrichment of Organic Carbon in Sediment Transport by Interrill and Rill Erosion Processes. *Soil Science Society American Journal*, 72: 50-55.

Schofield, R. K., 1935. The pF of the water in soil. *Transaction of the International Congress on Soil Science* 3rd, II 38-48.

Schulte, E.E., Kaufmann, C., Peter, B.J., 1991. The influence of sample size and heating time on soil weight loss-on-ignition. *Commun. Soil Science Plant Analysis*, 22:159-168.

Schulte, E.E., Hopkins, B.G. 1996. Estimation of organic matter by weight loss-on-ignition. In: *Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation*. Magdoff, F.R. (eds.) SSSA Spec. Pub. No. 46. SSSA, Madison. pp. 21–31.

Schwen, A., Bodner, G., Scholl, P. Buchan, G.D., Loiskandl, W. 2011. Temporal dynamics of soil hydraulic properties and the water-conducting porosity under different tillage. *Soil and Tillage Research*, 113: 89-98.

Singh, M.J., Khera, K.L., 2009. Physical Indicators of Soil Quality in Relation to Soil Erodibility under different Land Uses. *Arid Land Research Management*, 23: 152-167.

Sisa, R., Sixta, J., Ruzek, L., Storkanova, G., 2000. Biological activity of anthropogenic soils. *Rostlinna Vyroba*, 46(2): 55-61

Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., Doran, J.W., 1998. Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62: 1367-1377.

Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T., Combrink, C., 2000. Soil structure and organic matter: I. distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 681–689.

Soil Survey Staff, 2010. *Keys to Soil Taxonomy*, 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

Spahr, N.E., Apodaca, L.E., Deacon, J.R., Bails, J.B., Bauch, N.J., Smith, C.M., Driver, N.E., 2000. Water Quality in the Upper Colorado River Basin, Colorado, 1996–98: U.S. *Geological Survey Circular* 1214, 33 pp. <http://pubs.water.usgs.gov/circ1214/>

StatSoft, Inc., 2002. STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.

Steenwerth, K., Belina K.M., 2008. Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in a vineyard agroecosystem. *Applied Soil Ecology*, 40(2): 359-369.

Stone, R.P., 2000. *Universal Soil Loss Equation (USLE)*. Factsheet ISSN 1198-712X.Ontario. www.gov.on.ca/OMAFRA/English/Engineer/facts/00-001.htm

Taboada, M.A., Barbosa, O.A., Rodríguez, M.B., Cosentino, D.J., 2004. Mechanisms of aggregation in a silty loam under different simulated management regimes. *Geoderma*, 123: 233-244.

Tesic, D., Keller, M., Hutton, R.J., 2007. Influence of Vineyard Floor Management Practices on Grapevine Vegetative Growth, Yield, and Fruit Composition. *American Journal of Enology Viticulture*, 58(1): 1-11.

Thomaz, E.L., Vestena, L.R., 2012. Measurement of runoff and soil loss from two differently sized plots in a subtropical environment (Brazil). *Earth Surface Processes and Landforms*, 37: 363–373.

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

Tropeano, D., 1983. Soil erosion on vineyards in the Tertiary Piedmontese basin (northwestern Italy): studies on experimental areas. *Catena*, 4: 115–127.

Urbano Terrón, P., 1992. *Tratado de Fitotecnia General* (2ª Edición). Ed Mundi-Prensa. Madrid. 897 pp.

USDA-NRCS, 1996. *Soil Survey Laboratory Methods Manual*. The Soil Survey Analytical Continuum. Soil Survey Investigations Report, 42. US Dept. of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. National Soil Survey Center, Washington, D.C.

USDA, 2000. *Interpreting Indicators of Rangeland Health*, Version 3, 2000, TR 1734-6, BLM

USDA, 2001. *Soil quality test kit guide*. Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture. 82 pp. http://soils.usda.gov/sqi/assessment/test_kit.html

Usón, A., 1998. *Medidas de control de la erosión en suelos de viña de las comarcas Anoia-Alt Penedés (Barcelona): Efectividad y viabilidad*. PhD Thesis. University of Lleida, Spain.

Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A., Montanarella, L. 2000. *Soil Erosion Risk. Assessment in Europe. European Soil Bureau. Directorate General JRC. EU Commission EUR 19044 EN. 34 pp.*

van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Society American Journal*, 44: 892-898.

van Genuchten, M.T., Nielsen, D.R., 1985. On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils. *Annales Geophysicae*, 3: 615-628.

van Genuchten, M.T., Leij, F.J., Yates, S.R., 1991. *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils*. Report EPA/600/2-91/065, U.S. Salinity Laboratory, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Riverside, California. 83 pp.

van Huyssteen L., Van Zyl, J.L., 1984. *Mulching in vineyard. Farming in South Africa*. E-12.

van Huyssteen L., Van Zyl, J.L., Koen, A.P., 1984. L'influence des techniques d'entretien de cultures de couverture sur les conditions du sol et sur le contrôle des mauvaises herbes dans un vignoble de Colombar a Dudkshoorn. *Bulletin de l' OIV*, 645: 849-870.

van der Perk, M., Jetten, V. G., 2006. The use of a simple sediment budget model to estimate long - term contaminant export from small catchments. In: *Geomorphology : an international journal of pure and applied geomorphology. Geomorphology*, 79(1-2), 3-12.

Van-Camp. L., Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S.K., 2004. *Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection*. Office for Official Publications of the European Communities Ed. Luxembourg, LU, 2004; EUR 21319 EN/1, 872 pp

Varella-Escosteguy, P.A., Galliassi, K., Ceretta., C.A., 2007. Soil organic matter determination by weight loss-on-ignition in samples from the state of rio grande do sul, brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31: 247-255.

Verchot, L.V., Dutaur, L., Shepherd, K.D., Albrecht, A., 2011. Organic matter stabilization in soil aggregates: Understanding the biogeochemical mechanisms that determine the fate of carbon inputs in soils. *Geoderma*, 161: 182-193.

Verheijen, F.G.A., Jones, R.J.A., Rickson, R.J., Smith, C.J., 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews*, 94: 23-38.

Vermang, J., Norton, D., Marco da Silva, A., Huanh, C., Gabriels, D., 2011. Surface roughness effects on runoff and soil erosion rates under simulated rainfall. In: *Action of rain and wind in soil degradation processes*. Donald G., Vermang J. (Eds.). UNESCO Chair of Eremology, Ghent, Belgium, pp. 37-43.

- Walkey, A., Black, A.I., 1934. An examination of degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration methodology. *Soil Science*, 37: 29-38.
- Wample, R.L., Smithyman R., 2002. Deficit irrigation practices. *Water Reports*, 22: 89-100. FAO, Rome.
- Wei, C., Gao, M., Shao, J., Xie, D., Pan, G., 2006. Soil aggregate and its response to land management practices, Review. *China Particuology*, 4: 211-219.
- Wicherek, S., 1991. Viticulture and soil erosion in the north of Parisian basin. Example: the Mid Aisne Region. *Z. Geomorphology N. F., Suppl. Bd.*, 83: 115–126.
- Wischmeier W.H., Smith D.D., 1978. *Predicting rainfall erosion losses -a guide to conservation planning*. USDA-Science and Education Administration Agric. Handbook 537: U.S. Govt. Print. Office, Washington DC.
- Xingchang, Z., Jiyong, Z., Shiqing, L., 2004. The enrichments of organic matter and total nitrogen in sediment as affected by relevant factors. *Journal of Geographical Sciences*, 14(4): 495-502.
- Zabadal, T., Howell, G.S., Dittmer T.W., 1991. Weed control, irrigation, pruning and nitrogen fertilization influences growth of newly planting Niagara grapevines. *HortScience*, 26: 761.
- Zalidis, G., Stamatiadis, S., Takavakoglou, V., Eskridge, K., Misopolinos, N., 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 88: 137–146.
- Zobeck, T.M., Onstad, C.A., 1987. Tillage and rainfall effects on random roughness: A review. *Soil and Tillage Research*, 9: 1-20.
- Zotarelli, L., Alvares, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M., Six, J., 2007. Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two Oxisols. *Soil and Tillage Research*, 95: 196-206.

ANEXOS

ANEXO 1.

PREGUNTAS DEL CUESTIONARIO UTILIZADO EN EL
CAPITULO 5.

1.- ¿Cuántos años lleva Vd. produciendo uvas?

_____ años

2.- ¿Cuántas hectáreas tiene la superficie en viñedo?

_____ Ha.

3.- La superficie en viñedo ¿ha sido heredada?

Sí 1
No 2
NS/NC 0

4.- ¿Su producción es ecológica?

Sí 1
No 2
NS/NC 0

5.- ¿La viticultura es su única actividad?

Sí 1 → Pasar a P.7
No 2
NS/NC 0

SÓLO PARA AQUELLOS QUE TIENEN OTRA ACTIVIDAD (DIG. 2) EN P.5

6.- ¿Qué otra actividad tiene?

Profesión liberal 1
Hostelería o turismo 2
Construcción 3
Jubilado 4
Otra (especificar) _____ 5
NS/NC 0

A TODOS

7.- ¿Ha detectado alguno de los siguientes efectos en su terreno?

Formación de regueros o cárcavas	1
Acumulación de sedimentos en alguna zona particular.....	2
Cambios de color en el suelo.....	3
Incremento de la dureza del suelo	4
Más presencia de piedras.....	5
Otros	6
Ninguno.....	7
NS/NC	0

8.- ¿Ha detectado alguno de los siguientes efectos en sus cosechas?

Reducción de la producción	1
Mal aspecto de las cosechas	2
Más necesidad de fertilizantes.....	3
Otros	4
Ninguno.....	5
NS/NC	0

9.- ¿Qué proporción de viñedo tiene Vd. en pendiente?

Ninguna	1	→ Pasar a P.15
Menos de la cuarta parte.....	2	
Entre la cuarta parte y la mitad.....	3	
Más de la mitad de las parcelas	4	
Todas	5	
NS/NC	0	

SÓLO PARA AQUELLOS QUE HAN RESPONDIDO DIGS. 2, 3, 4, 5 ó 0 EN P.9

10.- ¿Utiliza terrazas para mitigar la erosión?

Sí..... 1
No..... 2
NS/NC..... 0

11.- ¿Utiliza acolchado en las calles para evitar pérdida de suelo?

Sí..... 1
No..... 2
NS/NC..... 0

12.- ¿Utiliza cubierta vegetal para reducir la erosión?

Sí..... 1
No..... 2
NS/NC..... 0

→ Pasar a P.14

**SÓLO PARA AQUELLOS QUE UTILIZAN CUBIERTA VEGETAL
PARA REDUCIR LA EROSIÓN (DIG. 1) EN P.12**

13.- En caso afirmativo, ¿la cubierta es?

Natural..... 1
Artificial..... 2
NS/NC..... 0

14.- ¿Recibe Vd. ayudas por la lucha contra la erosión de los suelos?

Sí..... 1
No..... 2
NS/NC..... 0

A TODOS

15.- El laboreo, ¿le parece una buena técnica para reducir la erosión?

- Sí 1
- No 2
- NS/NC 0

16.- ¿Le gustaría recibir información sobre cómo luchar o reducir la erosión?

- Sí 1
- No 2
- NS/NC 0

17.- ¿Piensa Vd. que la erosión influye en la calidad del vino?

- Sí 1
- No 2
- NS/NC 0

18.- ¿Estaría dispuesto a poner cubierta vegetal para luchar contra la erosión?

- Sí 1 → Pasar a P.20
- No 2
- NS/NC 0

SÓLO PARA AQUELLOS QUE HAN RESPONDIDO “NO” (DIG. 2) Ó “NS/NC” (DIG. 0) EN P.18

19.- En caso negativo, ¿por qué? (máximo una respuesta)

- Es muy caro 1
- Porque compite con la planta por el agua 2
- Porque es una técnica que desconozco 3
- Porque necesita un mantenimiento específico 4
- Porque proliferan malas hierbas..... 5
- Otros motivos (especificar)_____ 6
- NS/NC..... 0

A TODOS

20.- ¿Considera Vd. que la erosión es un problema o puede serlo en el futuro?

- Sí 1
- No 2
- NS/NC 0

21.- ¿A quién cree Vd. que le corresponde prevenir la erosión de los suelos? (máximo una respuesta)

A los agricultores	1
A técnicos de agricultura.....	2
A los ayuntamientos.....	3
A la Comunidad Autónoma	4
Al Estado.....	5
A todos.....	6
A nadie	7
NS/NC.....	0

22.- ¿Podría decirme su edad?

_____ años

23.- ¿En qué municipio tiene la viña?

Municipio: _____

ANEXO 2.

PORTADA DE LAS PUBLICACIONES QUE CONSTITUYEN
LOS CAPITULOS 2 A 5.

Chapter 6

RUNOFF AND GROUND MOISTURE IN ALTERNATIVE VINEYARD CULTIVATION METHODS IN THE CENTER OF SPAIN

M.J. Marques¹, M. Ruiz-Colmenero¹ and R. Bienes²

⁽¹⁾ Agroenvironmental Dept. IMIDRA. El Encin. Ctra. A-2 km 38.2;
28800 Alcala de Henares, Madrid, Spain;

⁽²⁾Geology Dept. University of Alcala. 28871 Alcala de Henares, Madrid, Spain

ABSTRACT

In the Mediterranean the best lands have gradually been dedicated to the growing of cereals, as this is the foundation of the public's diet, leaving the worst, most degraded and generally sloping areas for vineyards and olives. The traditional management of these two agricultural products also tends to keep the ground bare, thereby intensifying runoff, erosion and soil degradation.

The sector's economic importance is undeniable, given that in producing areas it is the foundation of the economy and rural employment. The use of alternative bare soil management methods for this type of crop grown on slopes is a priority. The vegetable coverings have already been tried out in more humid countries, but it's not very common in semi-arid regions. Thanks to the biomass generated by the coverings, it is an effective method for erosion control and to increase the organic matter content in soil. But one must keep in mind that the coverings necessarily establish a relationship with the crop. Among others, one must point out the competition for nutrients and, above all, for water at certain times of year. In semi-arid climates, this aspect is crucial.

This chapter aims to explore how these vegetable coverings affect water dynamics, measuring the soil moisture and the runoff generated over the course of one year, and if a clear competition effect exists for water, which could damage not irrigated vineyards.

The vineyard in this study is dryland, located in the center of Spain, near Madrid. Its surface (2 ha) was divided following three treatments: Traditional tillage, Grass sowing using *Brachypodium distachyon*, and using rye (*Secale cereale*).

The average soil moisture data for the different periods of the vine's growth cycle show that the live cover of *Brachypodium* treatment presented less moisture than the

¹ tel. +34918879459; E-mail: mjoan.marques@madrid.org; fax: +34918879494.



Soil and water conservation dilemmas associated with the use of green cover in steep vineyards

M. Ruiz-Colmenero^a, R. Bienes^{a,b}, M.J. Marques^{c,*}

^a Environmental Department, IMIDRA, Finca El Encín, Ctra. A-2, km 38.2, 28800-Alcalá de Henares, Madrid, Spain

^b Geology Department, Universidad de Alcalá de Henares, 28800-Alcalá de Henares, Madrid, Spain

^c Geology and Geochemistry Department, Universidad Autónoma de Madrid, C/ Francisco Tomás y Valiente, 7, 28049 Madrid, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 21 July 2011

Received in revised form 14 October 2011

Accepted 15 October 2011

Available online 8 November 2011

Keywords:

Erosion

Vineyards

Soil moisture

Cover crops

Tillage

ABSTRACT

Vineyards are customarily managed using tillage to eliminate competition from other plants. If the vineyards are on a slope, however, this process leads to considerable soil loss. The impacts of the practice on organic matter and the associated nutrient depletion can pose a threat to soil and water conservation. This paper considers three active rain fed vineyards in central Spain. Over two years, during which the erosivity of the rains was very low, we measured erosion rates between 35 and 179 g m⁻² y⁻¹ using erosion plots of 2 m². The associated sediment had an organic matter Enrichment Ratio ranging from 1.4 to 2. Values similar to these were found for nitrogen and phosphorus. These findings indicate that alternative soil management practices, such as the use of vegetation cover, should be considered. A permanent cover consisting of *Brachypodium distachyon* was tested, as were covers of barley, rye and spontaneous vegetation cut in the spring. These tests resulted in reduced soil loss. The treatments exhibited erosion rates between 2 and 32 g m⁻² y⁻¹. We also noted a decrease in the runoff coefficient. The average runoff coefficients for the study period were 5% for tilled soil, 0.9% for permanent covers and 1.4% for cut covers. We note that the infiltration benefits of tillage were only temporary because on an annual scale, the change in the soil structure led to sealing and increased runoff and erosion. Nevertheless, the moisture in the soil during the vineyard's vegetative period was higher in traditionally tilled treatments. Although the transpiration through the permanent cover was offset by the ability of the cover to favor infiltration, the cover competed actively for water and resulted, on average, in 40% lower grape yields, with variations among the different vineyards. A similar decrease in yield (44%) was noted for the cover crop consisting of cut spontaneous vegetation. The cut cover crops of rye and barley did not significantly reduce grape yield.

© 2011 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Viticulture is an important economic activity in Mediterranean areas. A large part of the territory in producing countries is devoted to this crop. According to the latest data from the International Organisation of Vine and Wine (OIV, 2009), there were just over 7.8 million ha of vineyards worldwide in 2008.

A vine can easily remain active for several decades, or even for hundreds of years. Although there is no standard definition for an "old vine", they are generally considered old after 50 years (Caputo, 2008), after which time the yield drops off significantly and the decision to replant must be considered. Improper management over the useful life of the vineyard can lead to an irreversible degradation, even if the cost is acceptable to its owners (Darmend-

rail et al., 2004; COM, 2006). And although vines can survive in deficient soil conditions, at the end of their useful lives the farmers might find that the soil is no longer suitable for agriculture.

Vineyards in sub-humid or semiarid areas are normally managed through tillage. Based on data for 2007 from Spain's National Statistics Institute, of the 1032 Mha of vineyards in Spain, 75% are dry farmed. No data exist on what percentage of these employ sustainable cultivation techniques. If the ground is on a slope, it is quite likely that a significant portion of the most fertile top soil has been lost. Vines provide little protection for the soil. If they are old, the soil cover can vary from 5% to 70% depending on the phenological state over the course of the year. If they are young, the cover density can be very low, less than 10% (García-Ruiz, 2010), meaning the soil is almost bare and prone to erosion by storms. The lack of plant cover is the key factor in the soil erosion of these land uses (Kosmas et al., 1997; López-Bermúdez et al., 1998).

Highly variable figures for soil loss in vineyards can be found in the literature, not surprising given the different geomorphology, climatology and scope of the studies: 22 t ha⁻¹ y⁻¹ (Usón, 1998);

* Corresponding author. Tel.: +34 914974139; fax: +34 914974900.

E-mail addresses: marta.ruiz.colmenero@madrid.org (M. Ruiz-Colmenero), ramon.bienes@uah.es (R. Bienes), mariajose.marques@uam.es (M.J. Marques).

Manuscript Number: AGWAT4846

Title: Cover crops reduce the effect of high intensity storms in Mediterranean vineyards

Article Type: Short Communication

Keywords: Erosion, runoff, rainfall simulation, cover crop, tillage, vineyard

Corresponding Author: Ms Marta Ruiz Colmenero,

Corresponding Author's Institution:

First Author: Marta Ruiz Colmenero

Order of Authors: Marta Ruiz Colmenero; Ramon Bienes; David Eldridge; Maria Jose Marques

Abstract: The sustainable use of soil resources in the Mediterranean basin is an important issue, given the high rates of land degradation resulting from current land management. We compared the effects of two cover crops, a self-sown permanent *Brachypodium distachyon* cover and a crop of annually mown *Secale cereale*, with traditional tillage in a steeply-sloping vineyard in semiarid central Spain. Runoff and sediment yield were measured following simulated, high intensity rainfall (130 mm h⁻¹) on nine erosion plots of 2 m². Although averaged over all periods cover crops reduced sediment yields five-fold (0.81 g m⁻²), respect Tillage (4.00 g m⁻²), our results were strongly influenced by seasonal conditions, what resulted in a time by treatment interaction for both erosion and runoff yields. Soil recently tilled in summer with a chisel plough delayed runoff commencement reducing the production of sediment yield to various degrees, but the effects were only short-lived. The subsequently surface sealing under Tillage and the reduced soil structure resulting from trampling during the manual harvesting and pruning phases, produced a 25% greater runoff coefficient and greater sediment yield in the following autumn. The deeper subsoil ploughing in autumn to mitigate this effect contrary to expected enhanced sediment yield and sediment concentration. However seedbed preparation for *Secale* only resulted in a slight increase of the sediment concentration. Thus, we attribute the greater resistance to penetration beneath cover crops to the dense system of fine roots. We obtained a correlation between erosion yield and cover percentage ($R = -0.41$), but runoff showed to be more related to the soil surface condition. Our results indicate that the use of cover crops has the potential to reduce runoff and erosion enhancing infiltration without the need to cultivate the soil, although the benefits related with the enhancement of soil structure may not be obvious immediately.

Manuscript Number:

Title: The impact of three different ground surface managements on infiltration, erosion rate and soil organic carbon in a vineyard in central Spain

Article Type: Research Paper

Keywords: aggregate stability; soil organic carbon; vineyard; vegetative cover; water erosion; infiltration; Brachypodium; Secale

Corresponding Author: Ms Marta Ruiz Colmenero, PhD student

Corresponding Author's Institution: IMIDRA

First Author: Marta Ruiz Colmenero, PhD student

Order of Authors: Marta Ruiz Colmenero, PhD student; Ramón Bienes Allas; David J Eldridge; Maria Jose Marques

Abstract: Land degradation, and soil and nutrient loss, are significant environmental problems in semi-arid agricultural environments in the Mediterranean Basin. One land use that is particularly associated with the highest rates of erosion in Spain is extensive vineyards. We examined the effectiveness of two cover crops for improving soil physical properties and reducing erosion in a vineyard located in the Henares River basin southeast of Madrid, Spain. We assessed erosion from three replicate plots of 2 m² each with three treatments that comprised: traditional tillage, permanent cover of Brachypodium distachyon and spring-mown crop of Secale cereale. Erosion plots under traditional tillage yielded substantially more erosion (11.9 t ha⁻¹ yr⁻¹) than Brachypodium (1.9 t ha⁻¹ yr⁻¹) or Secale (3.3 t ha⁻¹ yr⁻¹). While the concentration of SOC in sediments was greater for the cover crops, the mass-corrected loss of SOC was greater under tillage (0.16 t ha⁻¹ yr⁻¹) than under Brachypodium or Secale (0.045 t ha⁻¹ yr⁻¹). Root biomass was two- to four-times greater under the vegetation treatments. Our measure of aggregate stability for the tillage treatment declined from 7.9 to 5.4 drops over the four years of study and values for both cover crops exceeded that for Tillage by the end of the second year. The vegetation cover treatments increased SOC by 1.2% and intrapedal SOC by 10-60% compared with Tillage. By the end of the study, steady-state infiltration in the cover treatments was 45% greater than that under tillage, with the largest increase under Brachypodium. We attribute the greater infiltration on cover treatments to a greater abundance of larger pores on vegetated compared with tilled plots. Our study reinforces the notion that there are considerable benefits of using cover crops in rainfed vineyards, not only for prevention of soil erosion, but to enhance soil condition and potentially reduce the heavy reliance on industrial fertilisers.

Sustainable land management in steep vineyards in central Spain. The vision of land users.

Maria J Marques¹, Ana Velasco², Marta Ruiz-Comenero³, Joaquin Cuadrado⁴, Ramon Bienes^{3,5}

(1) *Universidad Autónoma de Madrid, Department of Ecology, C/ Darwin 2, Canto Blanco, Madrid, Spain, e-mail: mariajose.marques@uam.es*

(2) *Universidad Politécnica de Madrid. E.T.S. Ingenieros Agrónomos, Department of Economy and Social Sciences, Ciudad Universitaria, Madrid, Spain, e-mail: ana.velasco@upm.es*

(3) *IMIDRA, Consejería Medio Ambiente, Department of Environmental Agriculture, El Encín, ctra A-2, km 38.2, Alcalá de Henares, Madrid, Spain, e-mail: marta.ruizcolmenero@madrid.org*

(4) *Agroenvironmental Research Center, Albaladejito, Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, Cuenca, Spain, e-mail: jcuadrado@jccm.es*

(5) *Universidad de Alcalá de Henares, Department of Geology, Alcalá de Henares, Madrid, Spain, e-mail: ramon.bienes@uah.es*

Abstract

A survey regarding vine growers awareness of land degradation was conducted in the center of Spain during 2009. The respondents were asked about their perception of land degradation.

The survey was responded by 64 vine growers. Sixtyfour percent of them noticed several indicators of soil degradation like rills and gully erosion, less crop production, bad-looking of crops or greater need for fertilizers. The majority of these farmers considered soil erosion as an important concern (81%). They were also informed about the findings of the use of cover crops in vineyards (less soil erosion, increase in soil organic matter but production decline) and they were asked if they were willing to introduce cover crops to enhance soil conditions, 48% said "No", 17% said "Don't Know or No reply (DK/NR)", and only 34% of vine growers were willing to change the traditional tillage management. This figure is similar to that of vine growers whom considered that soil care is a farmer's responsibility. Forty eight % of them thought that land conservation must be shared with the rest of society.

Clearly, there is a lack of economic incentives to achieve farmers' collaboration, as only 3% of them declare to receive aids to prevent land degradation.

Keywords: vineyards, soil erosion, Spain, land users

ANEXO 3.

OTRAS PUBLICACIONES Y ACTIVIDADES RELACIONADAS

Capítulos de Libro

Marques M.J., **Ruiz-Colmenero M.**, García-Estríngana, P., Alegre, A., Bienes R., 2011. The role of agricultural soil management in water erosion control. Alternative uses of soil. Soil Erosion: Causes, Processes and Effects. Arthur J. Fournier (Ed.) Colección: Environmental Science, Engineering and Technology 99-118. Editorial NovaScience Publishers Inc. New York, USA ISBN: 978-1-61761-186-5.

Publicaciones en revistas revisadas por pares

Bienes R., Marqués M.J., **Ruiz-Colmenero M.**, 2012. Cereales, Viñedos y Olivares. El manejo tradicional del suelo y sus consecuencias en la erosión hídrica. En: *La erosión y la hidrología en campos de cultivo en España*. Cuadernos de Investigación Geográfica, 38(1): 49-74.

Bienes, R., Jiménez-Ballesta, R., **Ruiz-Colmenero, M.**, Arévalo,D., Álvarez,A., Marqués,M.J., 2010. Incidencia del cultivo de plantas aromáticas y medicinales sobre la erosión de suelos agrícolas. Spanish Journal of Rural Development, 1(2):19-28. DOI: 10.5261/2010.ESP2.03

Bienes, R., **Ruiz, M.**, Marques, M.J., 2010. Pérdida de Suelo, Fósforo y Materia Orgánica por Erosión Hídrica en Parcelas Revegetadas con Matorral Autóctono bajo Clima Semiárido. Revista de Ciências Agrárias. 33(1): 58-69. ISSN 0871-018X.

Otras contribuciones: congresos, conferencias, simposios.

García Muñoz, S., Muñoz, G., Cabello, F., Pérez-García, M.A., **Ruiz-Colmenero, M.**, Bienes, R., Marqués, M.J., 2008. Ecosostenibilidad de viñedos de secano en pendiente manejados con cubiertas vegetales en el centro de España. **En:** Actas del Congreso. Jornadas Técnicas Internacionales EcosostenibleWine. Villafranca del Penedés, Noviembre 2008.

Ruiz-Colmenero M., Marques M.J., Bienes R., 2009. Medidas de protección contra la erosión en olivares sobre suelos yesíferos en el sur de Madrid. Copicentro Granada S.L. (Ed.) Federación Andaluza de Ciencias Ambientales. Universidad de Jaén. ISBN: 978-84-92680-25-2. IV Congreso Andaluz de Desarrollo Sostenible. Medio rural y sostenibilidad. Ambientalia 16, 17 y 18 de Abril, Jaén, España, 2009.

García-Muñoz, S., Muñoz-Organero, G., Cabello, F., Gaforio, L., Pérez-Jiménez, M.A., **Ruiz-Colmenero, M.**, Bienes, R., Marqués, M.J., 2009. Consecuencias sobre el cultivo de la vid de manejos alternativos al laboreo tradicional en viñedos en pendiente del entorno semiárido español. XXXII Congreso mundial de la viña y el vino: "Globalización en viticultura y enología: tendencias y alternativas" Zagreb, Croacia. 29 de junio - 3 de julio, 2009.

Marques M.J., **Ruiz-Colmenero M.**, Bienes R., 2009. Conservación de suelo en viñedos de secano y su influencia en la humedad del suelo. En: Actas

del IV Simposio sobre Control de la Degradación de los suelos y Cambio Global. ISBN: 978-84-613-4144-3. J Sánchez-Díaz y S. Asíns Velis (Eds.). 193-194 pp. Valencia, España

Bienes, R., **Ruiz-Colmenero, M.**, Jiménez-Ballesta R., Marqués, M.J., 2009. Ensayos de cubiertas vegetales en olivar bajo condiciones semiáridas y sobre suelos yesíferos. En: Actas del IV Simposio sobre Control de la Degradación de los suelos y Cambio Global. ISBN: 978-84-613-4144-3. J Sánchez-Díaz y S. Asíns Velis (Eds.). 193-194 pp. Valencia, España.

Ruiz-Colmenero M., Bienes R., Marques M.J., 2009. Control de la pérdida de suelo en viñedos con cubiertas de gramíneas. Efecto del Laboreo. En: Contributions to the International Conference on Desertification in memory of Professor John B. Thornes. ISBN: 978-84-8371-888-9. A. Romero-Díaz, F. Belmonte Serrato, F. Alonso Sarriá, F. López-Bermúdez (Eds.). 415-418 pp. Murcia, España, 2009

Bienes R., Jiménez L., **Ruiz-Colmenero, M.**, Garcia-Estríngana P., Marques MJ., 2009. Influencia de la cubierta vegetal arbustiva y la longitud de la ladera sobre la densidad aparente del suelo. Contributions to the International Conference on Desertification in memory of Professor John B. Thornes. ISBN: 978-84-8371-888-9. A. Romero-Díaz, F. Belmonte Serrato, F. Alonso Sarriá, F. López-Bermúdez (Eds.). 179-182 pp. Murcia, España, 2009.

Marques M.J., **Ruiz-Colmenero M.**, García-Muñoz S., Cabello F., Muñoz-Organero G., Pérez-Jiménez M.A., Bienes R., 2009. Protección contra la erosión versus productividad en viñedos. Ensayos de cubiertas vegetales en cultivos en pendiente. Contributions to the International Conference on Desertification in memory of Professor John B. Thornes. ISBN: 978-84-8371-888-9. A. Romero-Díaz, F. Belmonte Serrato, F. Alonso Sarriá, F. López-Bermúdez (Eds.). 319-322 pp. Murcia, España, Septiembre 2009.

Ruiz-Colmenero, M., Bienes, R., Marques, M.J., 2010. Effect of cover crops management in vineyards on aggregate stability. Geophysical Research Abstracts. Vol. 12, EGU2010-14186-3, 2010. EGU General Assembly Vienna, Austria.

Ruiz-Colmenero, M., Bienes, R., Marques, M.J., 2010. Runoff and soil loss under different land management practices in vineyards: grass cover treatments and traditional tillage. Results from simulated rainfall. Geophysical Research Abstracts Vol. 12, EGU2010-4153-6, 2010 EGU General Assembly Vienna, Austria.

Marques M.J., Velasco A., **Ruiz-Colmenero M.**, Cuadrado, J., Bienes R., 2010. To what extent are farmers willing to collaborate to control land degradation? 3rd Conference on Desertification and Soil Degradation. Faculty Bioscience-Engineering. Ghent University. Belgium 16-17 June 2010.

Jiménez-Ballesta., R., Bienes, R., **Ruiz-Colmenero, M.**, Arévalo, D., Álvarez, A., Marqués, M.J., 2010. ¿Secuencia catenal o litosecuencia en un transecto del río Chillarón, Cuenca? IV Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo. Granada, 21-24 Septiembre 2010. España.

Bienes, R., **Ruiz-Colmenero, M.**, Arévalo, D., Álvarez, A., Marqués, M.J., Jiménez-Ballesta, R., 2010. Incidencia del cultivo de plantas aromáticas y medicinales sobre la erosión de suelos agrícolas. IV Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo. Granada, España.

Bienes, R., Marqués, M.J., **Ruiz-Colmenero, M.**, Arévalo, D., 2010. Influencia de las cubiertas vegetales en olivar sobre algunas propiedades físicas de los suelos. IV Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo. Granada, España.

Ruiz-Colmenero M., Arévalo, D., Bienes R., Marqués M.J., 2010. Efecto de la aplicación de cubiertas vegetales en la macroporosidad de un Calcic Haploxeralf. Libro actas del IV Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo. Granada, España.

Arévalo, D., Bienes R., **Ruiz-Colmenero M.**, 2010. Aplicación de modelos de erosión en el centro de la península ibérica: incorporación y evaluación de nuevos parámetros con influencia en las pérdidas de suelo. Libro actas del IV Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo. Granada, España.

Arévalo, D., **Ruiz-Colmenero M.**, Bienes R., Marqués M.J., 2011. Comparison of soil erosion models (USLE, RUSLE) and a new adapted model in a basin of central Spain. Geophysical Research Abstracts. Vol. 13, EGU2011-10332-2. EGU General Assembly. Vienna, Austria 4-10 Abril, 2011.

Marqués, L., Bienes, R., **Ruiz-Colmenero, M.**, 2011. Studying relation between plants and soil: use of vegetation covers in a vineyard to improve soil physical properties. Geophysical Research Abstracts. Vol. 13, EGU2011-10460-2. EGU General Assembly. Vienna, Austria 4-10 Abril, 2011.

Bienes, R., **Ruiz-Colmenero, M.**, Arévalo, D., Marqués, M.J., 2011. Influencia de las revegetaciones con arbustos sobre la estabilidad estructural del suelo. Libro actas del V Simposio nacional sobre control de la degradación y Uso Sostenible del Suelo. Murcia, 27-30 Junio 2011. 277-280 pp. Ortiz Silla y A. Sánchez Navarro (Eds.): España. ISBN: 978-84-615-1679-7

Bienes, R., **Ruiz-Colmenero, M.**, Arévalo, D., Marqués, M.J., 2011. Distribución del tamaño de gota de una lluvia natural y su energía cinética. Libro actas del V Simposio nacional sobre control de la degradación y Uso Sostenible del Suelo. Murcia, 27-30 Junio 2011. 165-168 pp. Ortiz Silla y A. Sánchez Navarro (Eds.): España. ISBN: 978-84-615-1679-7

Ruiz-Colmenero M., Arévalo, D., Bienes R., Marqués M.J., 2011. Cambio en la capacidad de infiltración del suelo de un viñedo de secano tras casi cuatro años con cubiertas vegetales en las calles. Libro actas del V Simposio nacional sobre control de la degradación y Uso Sostenible del Suelo. Murcia, 27-30 Junio 2011. 285-288 pp. Ortiz Silla y A. Sánchez Navarro (Eds.): España. ISBN: 978-84-615-1679-7

Arévalo, D., Bienes R., **Ruiz-Colmenero M.**, 2011. Influencia de las revegetaciones con arbustos sobre la porosidad del suelo. Libro actas del V Simposio nacional sobre control de la degradación y Uso Sostenible del Suelo. Murcia, 27-30 Junio 2011. 513-516 pp. Ortiz Silla y A. Sánchez Navarro (Eds.): España. ISBN: 978-84-615-1679-7

Marqués,M.J., **Ruiz-Colmenero, M.**, Arévalo,D., Bienes, R., 2011. La erosión cualitativa. La fertilidad perdida en el laborero tradicional de viñedos en pendiente. Libro actas del V Simposio nacional sobre control de la degradación y Uso Sostenible del Suelo. Murcia, 27-30 Junio 2011. 227-230 pp. Ortiz Silla y A. Sánchez Navarro (Eds.): España. ISBN: 978-84-615-1679-7

Bienes R., Marques MJ., **Ruiz-Colmenero M.**, Álvarez A., Jiménez-Ballesta R., 2012. Impact of tillage along a soil toposequence in a traditional cereal crop. IV ECSSS EUROSOIL. Bari, Italia: 2-6 Julio, 2012.

Marques M.J., **Ruiz-Colmenero M.**, García-Muñoz, S., Muñoz-Organero, G., Cabello, F., Bienes R., 2012. Grassed vineyards, consequences in soil parameters, production, must and wine. Impact of tillage along a soil toposequence in a traditional cereal crop. IV ECSSS EUROSOIL. Bari, Italia: 2-6 Julio, 2012.

García-Muñoz, S., Bienes, R., **Ruiz-Colmenero, M.**, Pérez, M.A., Velasco, A., Muñoz, G., Cabello, F., Marqués, M.J., 2012. Experiencias en Distintas Regiones Vitivinícolas: Madrid. En: Ibáñez Pascual, S.; Andreu, L.J.; García-Muñoz, S.; Giralt, Ll.; Ramírez-Pérez, P.; Sagüés, A.; Yuste, J. 2012. Guía de mantenimiento del suelo en viñedo mediante cubiertas vegetales. Grupo de trabajo de experimentación en viticultura y enología (GETEVE). A Coruña, 8-10 Mayo.

Participación en proyectos

Incidencia del cultivo de plantas aromáticas y medicinales, y su viabilidad económica, sobre la erosión de suelos agrícolas. Cuantificación de la erosión/depósito aplicando metodologías tradicionales y modernas. Proyecto N°: RTA2008-00047-00-00. Ministerio de Ciencia e Innovación. Subprograma de proyectos de investigación fundamental orientada a los recursos y tecnologías agrarias en coordinación con las CC.AA. Con la colaboración del Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA), la Universidad Autónoma de Madrid (UAM) y la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (JCCLM). Desde el 22/07/2008 hasta el 21/07/2011. Cuantía de la subvención: 25.563,60 €. A cargo del investigador Dr. Ramón Bienes Allas. Número de investigadores participantes: 10.

Erosión en viñedos en pendiente bajo mínimo laboreo y empleo de cubiertas vegetales en las calles. Proyecto N°: RTA2007-00086-00-00. Financiado por: Programa Nacional de Recursos y Tecnologías Agroalimentarias. Entidades participantes: IMIDRA y UPM (ETSIA, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos). Desde septiembre 2007 hasta septiembre 2010. Cuantía de la subvención: 44.847 €. A cargo del investigador Dr. María José Marqués desde el 1/09/2007 hasta el 31 octubre 2009 y del investigador Dr. Ramón Bienes Allas desde el 1 de Noviembre del 2009. Número de investigadores participantes: 6.

Conservación de suelos en olivares sobre suelos yesíferos. Control de la erosión y manejo sostenible Proyecto N°: FP07-AG1. Financiado por La Comunidad de Madrid. Con la colaboración del Instituto madrileño de Investigación y Desarrollo Rural y Agrario (IMIDRA). Desde el 1/4/2007 hasta el 31/12/2008. Cuantía de la subvención: 31.329,50 €. A cargo del investigador Dr. Ramón Bienes Allas. Número de investigadores participantes: 4.

AGRADECIMIENTOS

El origen de mi interés por el tema de esta tesis es sencillo de encontrar, soy de Jaén, donde los signos de la erosión causada por algunos manejos agrícolas en el olivar son evidentes, y algunas de sus consecuencias, noticiables. Por ello en primer lugar me gustaría agradecer a los Doctores M^a José Marqués Pérez y Ramón Bienes Allas por la oportunidad que me ofrecieron de haber podido trabajar en lo que más me gusta. También por el apoyo que he recibido para mi formación y por haberme ayudado a todos los niveles, en esta tesis habéis sido directores, pero también técnicos de campo, de laboratorio, y autores.

Gracias al Dr. David Eldridge de la UNSW y su equipo, por el tiempo que me ha dedicado, la ayuda recibida, y por despertar de nuevo mi motivación por la ciencia. También quiero agradecer a la Dra. Melissa Neave de la RMIT University por darme la oportunidad de trabajar con ellos y a la Dra. Ana Vila Concejo por acogerme en la USYD como una más. Al Dr. Mark Grismer de la UCDavis y su equipo por las inolvidables semanas de experimentos en Lake Tahoe, y a la gente que conocí en Davis por integrarme en vuestro grupo desde el principio.

Agradezco también su apoyo a Diana Arévalo Illana, becaria tecnólogo con la que compartí un año de tesis, e inolvidables paseos en bicicleta para ir a trabajar. También han dejado huella en esta tesis los estudiantes de prácticas que han formado parte del equipo temporalmente, y que han sido un soplo de aire fresco. Gracias al viticultor Carlos Gosálbez, por su implicación personal y el cariño con que me ha tratado. Al personal de la finca que me ha ayudado en campo, sin dejar de sonreírme por los pasillos al día siguiente a pesar de haber sido la culpable de que tuvieran que extender su jornada laboral. A Irene, Pablo, y Sonia por vuestra disponibilidad, transmitirme positividad, por toda la ayuda, y, junto a los demás “precas” (Emi, Inma, Laura, Elena, etc.), por vuestra cariñosa bienvenida y por ser un respaldo hasta el último momento. A Dori por prestarnos material necesario para algún experimento y por esos ratitos de café. A Luda y Víctor (autor de la figura 1.4) por sus clases de ofinática.

Por otra parte, gracias a los compañeros que de forma más indirecta, también me han ayudado. A Clara por animarme con más de un bizcocho casero que endulzaba el día de trabajo. Gracias a los compañeros con que compartíamos las comidas a medio día, y a Lola y Hermi por el cariño con que nos atendían. Un especial “gracias” para Ana, Blanca y Carmen, que han estado conmigo en la recta final, espero que también disfrutéis pronto de este momento. A Blanca S., Alfredo, David, Jessica, Marta, Lili, etc. por todos los buenos ratos dentro y fuera de la Finca. En general, gracias a cada uno de mis compañeros de *El Encín* (de despacho, autobús, y pasillos) con los que he convivido a diario.

Quiero dar también las gracias a todos los que han compartido conmigo en primera persona estos cuatro años, incluyendo a aquellos que ya formaban parte de mi vida cuando inicié esta aventura. A Sara, que sabía lo que me gustaba este tema y me avisó cuando vio anunciadas las becas. A Manu, que me apoyó cuando le comuniqué que dejaba mi trabajo en Valencia para hacer una tesis. A mis compañeros de piso Laura, Luda, Ana, y Aurélien, porque viviendo con vosotros se hacía más fácil cuando tenía que trabajar en casa. A Ana y Leo, gracias equipo. A mis amigos de Jaén, y la época de Universidad, porque aunque estemos repartidos por el mundo siempre habéis estado y seguís estando ahí, Helena, Carmen, María, Victoria, Pepa, Elisa, Kiko, Gero, Manuel, Miky, Veru, Campillo, Nuria, Fofu, Manuel y Nora, Julio, Marimar, David, Susana, Macarena, Laura, Belén, Rocío, Macarena S., Edu, y seguro que se me olvida alguien. A mi pequeña familia en Maroubra. A Markus, danke sehr, por las ideas que surgían al explicarte lo que estaba haciendo, por darme otro punto de vista de las cosas y por la ilusión que me has transmitido. Por supuesto a mi familia. A mis padres, Lola y Ramón, mi hermana, Charo, y mi cuñado, Juanma, por vuestro cariño, paciencia, por estar siempre que os necesito y por los inolvidables fines de semana en Madrid. A cada uno de vosotros os doy las gracias por haber disfrutado conmigo los ratos de diversión paralelos a la tesis en los que cogía energía y ganas para seguir, por escucharme, por motivarme y por el interés que siempre habéis mostrado por mi trabajo.

