

REPELENCIA AL AGUA EN SUELOS MEDITERRÁNEOS: FACTORES, CAUSAS E IMPLICACIONES HIROLÓGICAS

Félix Ángel González Peñaloza
Tesis Doctoral
Universidad de Sevilla
2010



MED_Soil
Research Group



DEPARTAMENTO DE CRISTALOGRAFÍA,
MINERALOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA

REPELENCIA AL AGUA EN SUELOS MEDITERRÁNEOS: FACTORES, CAUSAS E IMPLICACIONES HIROLÓGICAS



TABLA DE CONTENIDO

1	Introducción	17
1.1	Principios físico-químicos de la repelencia al agua y su aparición en suelos	19
1.1.1	El origen de la repelencia	19
1.1.2	La repelencia al agua en suelos	24
1.2	Origen y características de las sustancias hidrofóbicas	26
1.2.1	Sustancias responsables de la repelencia al agua.....	27
1.2.2	Fuentes de sustancias hidrofóbicas.....	28
1.2.3	Factores abióticos que afectan a la repelencia al agua.....	33
1.2.4	Consecuencias hidrológicas y geomorfológicas	45
2	Variaciones estacionales en la intensidad y persistencia de la repelencia al agua del suelo en relación con el tipo de vegetación y los parámetros edáficos	59
2.1	Introducción.....	60
2.2	Métodos	65
2.2.1	Área de estudio	65
2.2.2	Muestreo de suelos.....	67
2.2.3	Análisis de suelo	68

Contenido

2.2.4	Persistencia de la repelencia al agua (test del tiempo de penetración de la gota de agua, WDPT)	68
2.2.5	Intensidad de la repelencia al agua (test del porcentaje de etanol, EPT).....	70
2.2.6	Análisis de datos	71
2.3	Resultados	71
2.3.1	Caracterización del suelo en los puntos experimentales	71
2.3.2	Persistencia de la repelencia al agua (test WDPT).....	73
2.3.3	Intensidad de la repelencia al agua (EPT).....	75
2.3.4	Relación entre la persistencia y la intensidad de la repelencia al agua del suelo.....	75
2.3.5	Influencia estacional de las propiedades del suelo en la repelencia al agua.....	78
2.4	Discusión	84
2.4.1	Influencia del tipo de vegetación sobre la repelencia al agua del suelo.....	84
2.4.2	Influencia de las características del suelo en la repelencia al agua	86
2.4.3	Correlación entre la persistencia y la intensidad de la repelencia al agua en el suelo	90
2.4.4	Variaciones estacionales de la repelencia al agua del suelo	91

3	Repelencia al agua inducida por el fuego bajo diferentes tipos de vegetación en sistemas dunares mediterráneos.....	95
3.1	Introducción	96
3.2	Materiales y métodos.....	98
3.2.1	Área de estudio	98
3.2.2	Historia del régimen de incendios.....	99
3.2.3	Toma de muestras	100
3.2.4	Análisis de laboratorio.....	103
3.2.5	Experimentos de campo.....	104
3.2.6	Análisis de datos	105
3.3	Resultados	106
3.3.1	Propiedades del suelo	106
3.3.2	Influencia del tipo de vegetación en la repelencia al agua del suelo	107
3.3.3	Relación entre las propiedades del suelo y la repelencia al agua	110
3.3.4	Relación entre la persistencia y la intensidad de la repelencia al agua del suelo.....	114
3.3.5	Persistencia de la repelencia al agua en profundidad	116
3.3.6	Vías de flujo preferencial	118
3.4	Discusión	120

Contenido

3.4.1	Influencia de los incendios y el tipo de vegetación en la repelencia al agua en suelos de dunas mediterráneas	120
3.4.2	Patrones de humedad y vías de flujo preferencial en dunas	123
4	Impacto de un incendio experimental en la respuesta hidrológica y erosiva del suelo en un brezal mediterráneo	125
4.1	Introducción	126
4.2	Métodos	128
4.2.1	Área de estudio	128
4.2.2	Incendio experimental	129
4.2.3	Simulación de lluvia	131
4.2.4	Muestreo de campo	133
4.2.5	Repelencia al agua	133
4.2.6	Métodos de laboratorio	135
4.2.7	Análisis de datos	135
4.3	Resultados	135
4.3.1	Características del incendio experimental.....	136
4.3.2	Caracterización de los puntos experimentales	139
4.3.3	Caracterización de la capa superficial.....	139
4.3.4	Repelencia al agua tras el incendio	140

4.3.5	Respuesta hidrológica a la simulación de lluvia.....	141
4.3.6	Pérdida de suelo	145
4.4	Discusión	147
4.4.1	Propiedades de la materia orgánica carbonizada y de la cobertura de cenizas inmediatamente tras el incendio	147
4.4.2	Cambios en la repelencia al agua	148
4.4.3	Cambios en el comportamiento hidrológico y los procesos erosivos del suelo	150
5	Restablecimiento de la repelencia al agua después de un incendio. ¿Inducción por el fuego o hidrofobicidad natural?	155
5.1	Introducción	156
5.2	Métodos	158
5.2.1	Incendio experimental	159
5.2.2	Diseño experimental y muestreo de campo	161
5.2.3	Análisis de suelos	162
5.2.4	Determinación de la repelencia al agua en suelos.....	163
5.2.5	Análisis de datos	166
5.3	Resultados	167
5.3.1	Características de los puntos experimentales.....	167
5.3.2	Caracterización del suelo en el área experimental.....	168

Contenido

5.3.3	Repelencia al agua bajo condiciones de campo	169
5.3.4	Repelencia potencial del agua en el suelo	172
5.3.5	Cambios temporales en la repelencia al agua en el suelo	174
5.3.6	Correlación entre los diferentes métodos de medida de la repelencia al agua.....	177
5.4	Discusión	178
5.4.1	destrucción de la repelencia al agua en el suelo inducida por los incendios.....	178
5.4.2	Restablecimiento de la repelencia al agua del suelo tras un incendio.....	181
5.4.3	Comparación de los test del tiempo de penetración de la gota de agua, porcentaje de etanol y el ángulo de contacto.	184
5.4.4	Implicaciones hidrológicas	185
6	Conclusiones.....	189
7	Referencias.....	197

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1. Gotas de agua sobre la superficie de un suelo repelente al agua (DeBano, 1981)..... 23
- Figura 2. Gotas de agua sobre agregados finos de un suelo quemado (fotografía: Borja Segovia) 23
- Figura 3. Ángulo de contacto del agua sobre una superficie hidrófila o hidrófoba según la ley de Young-Laplace..... 24
- Figura 4. A: partículas minerales (1-2 mm) recubiertas con residuos orgánicos hidrofóbicos. B: la misma muestra, después de ser tratada con H₂O₂ ha perdido los recubrimientos orgánicos y el carácter hidrofóbico. Fotografía: A. Jordán y F.A. González..... 26
- Figura 5. A: partículas de arena del horizonte superior de un suelo no quemado, mostrando recubrimientos de partículas finas y materia orgánica; B: partículas de arena del mismo suelo, después del efecto de un fuego simulado en laboratorio, mostrando algunos recubrimientos de partículas finas, pero en el que ha desaparecido el recubrimiento de partículas orgánicas tras la combustión. Fotografía: A. Jordán. 26
- Figura 6. Anillo de hadas sobre un campo de golf (York & Canaway, 2000). 31
- Figura 7. A: efectos de un fuego de baja severidad en un área de matorral en Facinas (Cádiz), en 2008, con persistencia de ramas finas en los esqueletos del arbusto (fotografía: A. Jordán). B: efectos de un fuego de alta severidad, con consumo de ramas finas, deposición de cenizas blancas y pérdida de materia orgánica (Keeley, 2009)..... 36
- Figura 8. Efectos del fuego en el coto natural La Pata del Caballo (norte de Huelva). Durante este incendio (2004) ardieron casi 30.000 ha de matorral, encinar, alcornocal y eucaliptal (fotografía: L.M. Zavala)..... 37

Figura 9. Efectos de un incendio de alta severidad (Ingalsbee, 2005). 38

Figura 10. Efecto de la adición de un 1 % de arcilla en la relación entre el tiempo de penetración de la gota de agua (WDPT) y la humedad en arena de sílice recubierta con ácido esteárico (Lichner *et al.*, 2006)..... 42

Figura 11. A: ácido orgánico unido mediante una molécula de agua a la superficie de una arcilla. B: ácido orgánico unido mediante un catión a la superficie de una arcilla. C: disposición en cadena de un polianión orgánico y cristales de arcilla. D: puente de hidrógeno entre dos compuestos orgánicos y la superficie de una arcilla. A partir de White (2006)..... 43

Figura 12. Encharcamiento y flujo superficial en un suelo arenoso repelente al agua en Australia Occidental, después de una lluvia intensa (Doerr *et al.*, 2000). 46

Figura 13. Diferentes etapas de la infiltración del agua a través de un punto a una tasa de $5 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$ en suelos de características hidrofílicas (a-e) o ligeramente hidrófobas (f-j); Wallach & Jortzick (2008)..... 48

Figura 14. Conductividad hidráulica de un suelo no repelente (wetable soil) y un suelo repelente al agua (hydrophobic soil) (modificado de Van Dam *et al.*, 1990)..... 49

Figura 15. Tasa de escorrentía de suelos repelentes (símbolos en negro) y no repelentes al agua (símbolos en blanco) en un área mediterránea, bajo lluvia simulada a una intensidad de 55.6 mm h^{-1} (modificado de Jordán *et al.*, 2008). 49

Figura 16. Erosión de suelo en una plantación de *Pinus rigida*, en Estados Unidos (Neary *et al.*, 2005). 51

Figura 17. A: vista de una ladera del volcán Tancítaro mostrando el pastizal de cumbre y el bosque de *Abies religiosa* (fotografía: A.L. Nava). B: bosque de *Abies religiosa* aproximadamente a 3300 m sobre el nivel del mar (fotografía: A. Jordán). C: deslizamientos en áreas hidrófilas

cubiertas por cenizas del volcán Parícutín (fotografía: A. Jordán). D: vista del cono volcánico del Parícutín (3170 m sobre el nivel del mar en el cráter; fotografía J. Castañeda). E: perfil de suelo desarrollado sobre cenizas en el área del volcán Parícutín (fotografía: A.L. Nava). F: procesos de erosión en el área del Parícutín (fotografía; J. Castañeda). A partir de Jordán *et al.* (2009). 52

Figura 18. Vista en 3D de la distribución espacial de tipos de vegetación y coeficientes medios de escorrentía (\pm error estándar) determinados mediante simulación de lluvia en una ladera de la Sierra de Algeciras, Cádiz. C: alcornocal; H: brezal; G: pastizal; O: bosque mixto de alcornoques y acebuches. A partir de Jordán *et al.*, 2008. 53

Figura 19. Erosión tras un incendio en el Parque Natural Los Alcornocales, Tarifa, en 1993 (fotografía: L.M. Zavala). 54

Figura 20. Vertiente deforestada tras un incendio en un alcornocal en el Parque Natural Los Alcornocales, Algeciras, en 2006 (fotografía: A. Jordán). 55

Figura 21. Frentes de mojado tras experimentos de simulación de lluvia (90 mm h^{-1}) en suelos repelentes al agua bajo bosque de abetos, pinos y encino desarrollados sobre lavas (TFS), suelos repelentes al agua bajo pino y encino, desarrollados sobre lavas y sedimentos piroclásticos (PFS), suelos hidrófilos bajo abeto, pino y Encino desarrollados sobre cenizas (TFA) y suelos hidrófilos desnudos desarrollados sobre cenizas volcánicas (PA) (Jordán *et al.*, 2009). 57

Figura 22. Área de estudio y localización de los puntos de muestreo. Cada símbolo marca dos puntos separados por 50 m. 64

Figura 23. Temperatura media mensual (T), precipitación (P) y evapotranspiración potencial (EPT) registradas en la estación meteorológica de Algeciras ($5^{\circ}30' \text{ W}$, $36^{\circ}5' \text{ N}$). 66

Figura 24. Vista de una de las áreas muestreadas con diferentes tipos de uso. 67

Figura 25. Relación entre las clases de WDPT y EPT para muestras recogidas bajo diferentes especies en invierno y verano. Sólo se muestran las rectas de regresión significativas (Coeficiente de correlación de Spearman > 0.6 y $p \leq 0.001$). $N = 30$ para cada caso (algunos puntos están solapados en la gráfica)..... 77

Figura 26. Relación entre la clase de WDPT y el contenido en carbono orgánico en muestras de suelo bajo diferentes especies recogidas en invierno y verano. Sólo se muestran las rectas de regresión significativas (Coeficiente de correlación de Spearman > 0.6 y $p \leq 0.001$). $N = 30$ para cada caso (algunos puntos están solapados en la gráfica)..... 80

Figura 27. Relación entre la clase de WDPT y el pH en en muestras de suelo bajo diferentes especies recogidas en invierno y verano. Sólo se muestran las rectas de regresión significativas (Coeficiente de correlación de Spearman > 0.6 y $p \leq 0.001$). $N = 30$ para cada caso (algunos puntos están solapados en la gráfica)..... 82

Figura 28. (A) Vegetación herbácea dispersa en un frente de duna (fotografía: L.M. Zavala). (B) Rebrote de la vegetación perenne tras un incendio en el Parque Natural de Doñana (fotografía: L.M. Zavala). (C) Arena estabilizada por un bosque de *Pinus pinea* (fotografía: A. Jordán). (D) Detalle de la capa de acículas de pino acumuladas en la cresta de una duna estabilizada (fotografía: A. Jordán). (E) Restos de ramas quemadas y acículas muertas caídas después de un incendio, 2003 (fotografía: L.M. Zavala). (F) Lorena M. Zavala, tomando notas en un punto experimental cubierto por matorral (fotografía: A. Jordán). (G) Vista de un paisaje dunar en el Parque Natural de Doñana, mostrando la zonación de los tipos de vegetación (fotografía: A. Jordán)..... 102

Figura 29. (A) Ángulo de contacto de una gota de agua sobre un suelo hidrofílico o un suelo repelente al agua. (B) Detalle de la medida del ángulo de contacto mediante un goniómetro portátil..... 104

Figura 30. Distribución de las clases de repelencia al agua (WDPT) en muestras superficiales de suelo (0-3 cm) en suelos quemados bajo distintos tipos de vegetación. 108

Figura 31. Relación entre el pH y la persistencia de la repelencia al agua (logWDPT) en muestras superficiales de suelo (0-3 cm) en puntos quemados bajo vegetación herbácea dispersa (n = 20, r = -0,113, p = 0,636), pinar (n = 20, r = -0,509, p = 0,022) y matorral (n = 20, r = -0,610, p = 0,004)..... 113

Figura 32. Frecuencia de las clases de repelencia al agua de muestras de suelo entre 0 y 40 cm de profundidad en puntos quemados y no quemados bajo pinar (n = 40), vegetación herbácea dispersa (n = 40) y matorral (n = 40)..... 117

Figura 33. Patrones de humedad en perfiles de suelo excavados en dunas tras las simulaciones de lluvia. A-B: dos vistas detalladas de vías de flujo preferencial en perfiles de suelo bajo pinar. C: frente de mojado homogéneo en un perfil de suelo bajo vegetación herbácea dispersa. . 118

Figura 34. A: Isolíneas de contenido volumétrico de agua en tres perfiles seleccionados bajo diferentes tipos de vegetación tras la simulación de lluvia. B: histograma de distribución de observaciones según su contenido volumétrico de agua bajo vegetación herbácea dispersa, matorral y pinar (n = 2205 en cada caso). 119

Figura 35. Diseño del sistema de termopares en el área experimental. 130

Figura 36. Detalle de la realización del test WDPT. 134

Figura 37. Vista de un brezal natural en el área de estudio (a) y dos detalles del área quemada experimentalmente (b) y de la hojarasca quemada sobre la capa de cenizas (c)..... 137

Figura 38. Regresiones lineales entre el tiempo de encharcamiento y la profundidad de la hojarasca quemada o la capa de cenizas..... 143

Figura 39. Regresiones lineales entre el tiempo de generación de escorrentía y la profundidad de la hojarasca quemada o la capa de cenizas. 143

Figura 40. Regresiones lineales entre el coeficiente de escorrentía y la profundidad de la hojarasca quemada o la capa de cenizas. 145

Figura 41. Relación exponencial entre la tasa de pérdida de suelo y el coeficiente de escorrentía inmediatamente posterior al incendio experimental para la hojarasca quemada (cuadrados verdes), capa de cenizas (cuadrados azules) y superficie de suelo desnudo (triángulos). Ecuación exponencial: pérdida de suelo = $2.362e0.072 \cdot$ coeficiente de escorrentía; $R^2 = 0.961$ 146

Figura 42. A: Diseño del sistema de termopares en el área experimental. B: Inserción del terminal de cada termopar a diferentes profundidades antes del incendio experimental. 160

Figura 43. Detalle de la determinación del ángulo de contacto mediante un goniómetro portátil. 166

Figura 44. Proporción de muestras de suelo hidrofílicas y repelentes al agua de puntos quemados y puntos control a diferentes profundidades, clasificadas según el test WDPT bajo condiciones de campo. Códigos: 0, superficie del suelo, 0 mm; 2, 20 mm de profundidad; 4, 4 mm de profundidad. 171

Figura 45. Proporción de muestras según su clase de repelencia al agua determinada tras el WDPT en muestras secas en laboratorio procedentes de sitios quemados y sitios control no quemados bajo condiciones de laboratorio. Códigos: 0, 0-20 mm; 2, 20-40 mm de profundidad; 4, 40-60 mm de profundidad. 173

Figura 46. Variación de la humedad del suelo y de la proporción de muestras repelentes al agua clasificadas mediante los tests WDPT, EPT y el ángulo de contacto (CA) bajo condiciones de campo. 175

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Algunas sustancias hidrofóbicas y sus fuentes (Doerr <i>et al.</i> , 2000).....	28
Tabla 2. Clases de repelencia al agua según los métodos WDPT y EPT, a partir de Bisdom <i>et al.</i> (1993) y Doerr (1998).....	69
Tabla 3. Media y desviación estándar (DE) para la proporción de elementos gruesos (EG), proporción de arena, de arcilla, humedad del suelo en invierno (SMw), en verano (SMs), carbono orgánico, relación C/N y pH.....	73
Tabla 4. Frecuencia de clases de WDPT en muestras a humedad de campo recogidas entre 0 y 5 cm de profundidad en invierno (W) y verano (S) bajo los cinco tipos de vegetación estudiados. El número de muestras analizadas fue de 30 para cada tipo de vegetación en invierno y 30 en verano.....	74
Tabla 5. Frecuencia de clases de EPT en muestras a humedad de campo recogidas entre 0 y 5 cm de profundidad en invierno (W) y verano (S) bajo los cinco tipos de vegetación estudiados. El número de muestras analizadas fue de 30 para cada tipo de vegetación en invierno y 30 en verano.	74
Tabla 6. Relación entre la frecuencia de clases de EPT y WDPT entre muestras a humedad de campo recogidas en invierno y verano. El número de muestras analizadas fue de 150 en cada período.	76
Tabla 7. Coeficientes de correlación de rangos de Spearman entre la clase de WDPT y el contenido en humedad del suelo en invierno (SMw), verano (SMs), carbono orgánico, relación carbono nitrógeno y pH en muestras de suelo bajo diferentes especies vegetales. ND: no determinado; (-): no significativo.....	79

Contenido

Tabla 8. Coeficiente de correlación de rangos de Spearman entre el valor de EPT y la humedad del suelo en invierno (SMw), en verano (SMs), carbono orgánico, relación C/N y pH bajo diferentes especies vegetales. ND: no determinado; (-): no significativo.....	81
Tabla 9. Frecuencia de clases de WDPT y EPT en muestras de suelo a humedad de campo de textura fina (F, arcilla < 20 %) y gruesa (C, arcilla > 20 %) en invierno y verano bajo las cinco especies estudiadas (n = 30 para cada variable y estación).....	83
Tabla 10. Resultados del test U de Mann-Whitney para los datos de WDPT y EPT en invierno y verano para las diferencias entre muestras a humedad de campo de textura gruesa (arcilla > 20 %) y fina (arcilla < 20 %).	83
Tabla 11. Caracterización del suelo en los puntos experimentales (pH, contenido en carbono orgánico, arena, arcilla, densidad aparente y humedad del suelo). Valores medios en la misma columna seguidos por la misma letra no muestran diferencias significativas (p<0.05). DE: desviación estándar.	107
Tabla 12. Repelencia al agua (logWDPT y ángulo de contacto) a 0-3 cm de profundidad en sitios afectados por el fuego bajo los tres tipos de uso estudiados. Valores medios en la misma columna seguidos por la misma letra no muestran diferencias significativas (p<0.05). DE: desviación estándar.....	109
Tabla 13. Resultados del test U de Mann-Whitney para la persistencia de la repelencia al agua del suelo (logWDPT) en puntos quemados y no quemados.	110
Tabla 14. Resultados del test U de Mann-Whitney para el pH, contenido en carbono orgánico, arena y arcilla, y densidad aparente en puntos con suelo hidrofílico o repelente al agua.....	111
Tabla 15. Coeficientes de correlación de rangos R-Spearman entre las variables del suelo y la persistencia (logWDPT) e intensidad de la	

repelencia al agua (ángulo de contacto) para muestras de puntos quemados bajo diferentes tipos de vegetación. Sólo se muestran coeficientes significativos..... 112

Tabla 16. Ecuaciones de regresión entre el contenido en arena (%) y la persistencia de la repelencia al agua (logWDPT) de muestras en sitios quemados y no quemados bajo distintos tipos de vegetación..... 114

Tabla 17. Ecuaciones de regresión entre la intensidad (ángulo de contacto) y la persistencia (logWDPT) de muestras en puntos quemados bajo diferentes tipos de vegetación. 115

Tabla 18. Condiciones ambientales previas al fuego y características del fuego durante el incendio experimental 137

Tabla 19. Caracterización de los puntos experimentales. N=21. 138

Tabla 20. Tiempo de penetración de la gota de agua (s) antes y después del fuego. Medias en la misma fila seguidas de la misma letra no mostraron diferencias significativas. N=21. 141

Tabla 21. Tiempo de encharcamiento (Tp) y tiempo de generación de escorrentía (Tr) durante los experimentos de simulación de lluvia tras el incendio. Medias en la misma fila seguidas de la misma letra no mostraron diferencias significativas. N=21..... 142

Tabla 22. Coeficientes de escorrentía y pérdida de suelo antes y después del fuego. Medias en la misma fila seguidas de la misma letra no mostraron diferencias significativas. 144

Tabla 23. Características del combustible y ambientales anteriores al incendio controlado y características del fuego durante el incendio. ... 168

Tabla 24. Acidez del suelo (pH), contenido en materia orgánica, y proporción de arena arcilla y fragmentos gruesos de muestras de suelo (0-6 cm de profundidad) a lo largo de un transecto de 40 m en sitios

quemados (Q) y control (C); N=10. Se muestra el promedio y la desviación estándar (DE) de cada variable. 169

Tabla 25. Resultados del test Q de Cochran Q para la proporción de puntos hidrofílicos o repelentes al agua clasificados mediante el test WDPT en condiciones de campo. Q: sitios quemados; C: sitios control.171

Tabla 26. Resultados del test Q de Cochran Q para la proporción de muestras de suelo hidrofílicas o repelentes al agua clasificados mediante el test WDPT en condiciones de laboratorio. Q: sitios quemados; C: sitios control..... 173

Tabla 27. Resultados del test Q de Cochran Q para la proporción de muestras de suelo no repelentes al agua a fuertemente repelentes al agua y severa a extremadamente repelentes al aguarepelentes al agua determinadas mediante el test WDPT bajo condiciones de laboratorio. 174

Tabla 28. Distribución de clases de WDPT y EPT, ángulo de contacto y humedad de suelo (promedio, desviación estándar -DE-, mínimo y máximo) determinadas bimensualmente entre junio (2007) y octubre (2008)..... 176

Tabla 29. Ecuaciones de regresión entre diferentes tipos de medida de la repelencia al agua del suelo. N = 225. EE: error estándar de la media.. 178

1 INTRODUCCIÓN

La repelencia al agua reduce la afinidad de los suelos por el agua, así como su resistencia a la humectación durante intervalos de tiempo que pueden oscilar entre períodos de unos pocos segundos hasta horas, días o semanas. Durante un experimento en laboratorio, Doerr & Thomas (2000) observaron que el período transcurrido hasta la destrucción de la repelencia podía variar desde períodos inferiores a una hora en suelos bajo pino hasta períodos superiores a un mes en suelos bajo eucalipto, incluso entre suelos con niveles similares de hidrofobicidad. Además, a este retraso en la infiltración del agua deben añadirse implicaciones sobre el crecimiento y supervivencia de las plantas (York, 1993), repercusiones importantes sobre la hidrología superficial y subsuperficial del suelo, así como consecuencias geomorfológicas.

Al disminuir la tasa de infiltración en la superficie del suelo, la repelencia al agua contribuye a reducir el tiempo de generación de escorrentía y a intensificar el flujo superficial, lo que tiene a su vez otras consecuencias importantes como el aumento del riesgo de erosión, la irregularidad en el frente de mojado y el desarrollo de vías de flujo preferencial o el lavado acelerado de agroquímicos en el caso de sistemas agrícolas (Imeson *et al.*, 1992; Shakesby *et al.*, 1993; Ritsema *et al.*, 1993, 1997; Doerr & Shakesby, 2009).

La repelencia al agua en los suelos es un concepto aún mal comprendido. La investigación realizada hasta la actualidad ha mostrado que se trata de un proceso mucho más extendido de lo sospechado cuando se iniciaron este tipo de estudios. Se ha encontrado en todos los continentes, excepto en el antártico; bajo climas estacionales tropicales o subárticos; bajo tipos de uso como la agricultura intensiva o los bosques perennifolios; en suelos quemados recurrentemente o en suelos que no se han quemado nunca; en suelos arcillosos o en suelos arenosos; en suelos muy secos o en suelos muy húmedos (Wallis & Horne, 1992; DeBano, 2000; Doerr *et al.*, 2000; Dekker & Ritsema, 1996a).

Ejemplos de repelencia al agua han sido recogidos desde 1917 (Schantz & Piemeisel, 1917), aunque el número de estudios sobre este fenómeno

fueron relativamente bajos hasta los años 60. Entre 1960 y 1970 se produjo un incremento en la frecuencia de publicaciones científicas en torno a la repelencia al agua en suelos, haciéndose hincapié en su relación con los incendios forestales, y en el desarrollo y mejora de estrategias para las superficies repelentes al agua (DeBano, 1981). Durante las siguientes décadas, las investigaciones aumentaron de forma significativa, al ser evidente que la repelencia al agua, era un campo mucho más amplio de lo que previamente se creía. Se hicieron progresos durante este período que fueron recogidos en una revisión realizada por Wallis & Horne (1992). Posteriormente se produjo un considerable número de investigaciones en relación con la agricultura, geomorfología, geoquímica e hidrología de suelos (Doerr *et al.*, 2000).

El desarrollo de técnicas de cuantificación o medida de la intensidad y duración de la repelencia al agua, así como la investigación sobre métodos de corrección han sido discutidos por Nakaya (1982), Wallis & Horne (1992), Doerr (1998), Moore & Blackwell (1998) y Letey *et al.* (2000).

1.1 PRINCIPIOS FÍSICO-QUÍMICOS DE LA REPELENCIA AL AGUA Y SU APARICIÓN EN SUELOS

1.1.1 EL ORIGEN DE LA REPELENCIA

La repelencia al agua es un concepto relativo, ya que en teoría ninguna superficie ejerce repelencia a un líquido, pues siempre existe atracción entre partículas de cuerpos sólidos y líquidos. Según Tschapek (1984), excepto en el caso del sílice des-hidroxilado, todas las partículas minerales del suelo son hidrofílicas, ya que su superficie está normalmente recubierta por iones asociados y grupos polares hidroxílicos.

En el caso de una superficie hidrofílica, el agua se muestra extendida sobre la superficie sólida, mientras que sobre una superficie hidrofóbica, el agua aparece formando gotas aisladas (Adam, 1963). Si la superficie es la de un medio poroso, como el suelo, la infiltración del agua resulta

inhibida. En el caso de arena o suelos hidrofóbicos con suficiente proporción de poros, el agua puede ocupar este espacio, pero no recubrirá los granos de forma individual, mientras que en el caso de partículas hidrofílicas, éstas podrán cubrirse por una lámina de agua. La afinidad o repelencia entre las superficies de agua y sólidos son originadas por las fuerzas atractivas (adhesión) y la atracción entre las moléculas de agua (cohesión).

Para comprender mejor esas fuerzas, es necesario considerar algunas propiedades moleculares del agua. Una molécula de agua está compuesta de un átomo de oxígeno con una carga parcial negativa y dos átomos de hidrógeno con una carga parcial positiva, unidos entre sí con una posición angular de 105° , lo que otorga a la partícula una fuerte estructura dipolar (Parker, 1987). La atracción entre polos con carga parcial positiva (hidrógeno) y negativa (oxígeno) causa que las moléculas de agua formen estructuras que se mantienen unidas por puentes de hidrógeno. De este modo, se forma una especie de red que Hillel (1998) denominó "polímero" de moléculas unidas por hidrógeno. Las interacciones entre los diferentes dipolos de cada molécula causa una fuerza de atracción asociada a una gran tensión superficial y un gran poder de adhesión. Los enlaces de hidrógeno que puede formar la molécula de agua son resistentes a la reorganización, lo que favorece esta propiedad frente a superficies que ofrezcan oxígenos expuestos con los que formar uniones (Kramer, 1974). El agua se adhiere a la mayoría de las superficies naturales, ya que estas están formadas por iones con carga negativa o positiva que atraen a los polos opuestos de cada molécula de agua. Sin embargo, la característica dipolar del agua también produce fuerzas relativamente fuertes que pueden neutralizar la atracción entre las cargas superficiales. Así, dentro de un líquido, la suma de fuerzas que actúan una molécula individual es cero, ya que se encuentra recubierta por otras moléculas y sus fuerzas de atracción/repulsión respectivas. Más allá de la superficie de un líquido, no existen moléculas similares para oponerse a la atracción ejercida por las moléculas que se encuentran dentro de él. Las fuerzas de atracción ejercidas por la fase gaseosa en contacto con el agua, por ejemplo, son menores que las ejercidas por las moléculas de agua entre sí, lo que genera una fuerza sobre la superficie líquida expuesta. Como

consecuencia de esta fuerza, las moléculas de la superficie experimentan una atracción hacia el interior (tensión superficial) que tiende a reducir la superficie del cuerpo de agua y la distancia entre las moléculas en su interior. La suma de las fuerzas que actúan en la superficie del líquido se llama "tensión superficial". Para incrementar la superficie de un líquido es necesario realizar un trabajo que está relacionado con su tensión superficial. La mayoría de los líquidos tienen una tensión superficial entre 20 y $40 \cdot 10^{-3} \text{ N m}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Sin embargo, en el caso del agua, esta tensión es excepcionalmente alta, llegando hasta $72.75 \cdot 10^{-3} \text{ N m}^{-1}$. Con el incremento de la temperatura, la tensión superficial de los líquidos se reduce (Parker, 1987).

Los mismos principios pueden aplicarse a las superficies de los sólidos, aunque su naturaleza inhibe la deformación esférica. Así, la tensión superficial de los sólidos mantiene las fuerzas laterales en la superficie. La tensión superficial para sólidos duros varían entre los 0.5 y 5 N m^{-1} , aumentando proporcionalmente con su estabilidad y su punto de fusión (Zisman, 1964). Cuando un líquido moja una superficie sólida se extiende sobre ella, de modo que las fuerzas de cohesión entre las moléculas del líquido se debilitan, pues parte de ellas se transforman en fuerzas de adhesión en la interfase líquido-sólido. En este caso, las fuerzas de adhesión son superiores a las de cohesión. Si las fuerzas de cohesión son dominantes, el líquido tenderá a asumir una forma esférica (una gota). De este modo, las superficies con una tensión superficial mayor a $72.75 \cdot 10^{-3} \text{ N m}^{-1}$ atraerán al agua y, por tanto, pueden considerarse como hidrofílicas. Los principales tipos de suelos minerales tienen una tensión superficial mucho más alta que la del agua y, por lo tanto, son suelos hidrofílicos (Tschapek, 1984); mientras que las sustancias orgánicas, tales como las ceras o los polímeros orgánicos, pueden tener una tensión superficial con valores energéticos menores a $72.75 \cdot 10^{-3} \text{ N m}^{-1}$, y, por lo tanto, son hidrofóbicos (Zisman, 1964).

La temperatura es un factor que afecta fuertemente a la tensión superficial. Según Stephens (1996), cuando la temperatura se incrementa de 10 a $30 \text{ }^\circ\text{C}$, la tensión superficial del agua en contacto con el aire pasa de 74.22 a $71.18 \text{ dinas cm}^{-1}$. La tensión superficial aumenta

también con la presencia de sales en solución, ya que los electrolitos incrementan las fuerzas de cohesión en el seno del líquido.

Cuando se coloca una gota de un líquido sobre la superficie de un sólido, cada fase presente (sólida, líquida o gaseosa) posee su propia tensión superficial. Como resultado, en el punto de la triple interfase se forma un ángulo de contacto cuyo valor dependerá de las propiedades de cada fase (Figura 1). Según la ley de Young-Laplace, el ángulo de contacto sólido/agua es mayor de 90° cuando la superficie sólida es hidrófoba, y menor cuando es hidrófila (Figura 3), lo que tradicionalmente se ha mantenido como criterio en el caso de los suelos (por ejemplo: DeBano *et al.*, 2005). Sin embargo, se ha demostrado que la infiltración puede ocurrir incluso con ángulos mayores de 90° , y que un suelo puede ser repelente al agua incluso con ángulos de contacto menores de 90° (Shirtcliffe *et al.*, 2006). El límite de 90° se basa en la convención de que un medio poroso se comporta de forma similar a un conjunto de tubos capilares. Sin embargo, esta aproximación es muy pobre en el caso de un suelo, formado por partículas discretas de distinta forma, tamaño y naturaleza química. Shirtcliffe *et al.* (2006) demostraron experimentalmente que el ángulo límite para que una gota de hexano o heptano se infiltrase en una superficie formada por partículas de arena recubiertas con fluorocarbono era de $61-65^\circ$. Se ha observado también que otras sustancias pueden infiltrarse con ángulos de contacto incluso menores, como $52-61^\circ$ (pentano y hexano sobre esferas de vidrio recubiertas de fluorocarbono; Shirtcliffe *et al.*, 2006) ó $49.5-57.7^\circ$ (etanol sobre lecho de partículas de azufre, poliamida y politetrafluoroetano; Bán *et al.*, 1987). De este modo, la idea comúnmente aceptada de que un líquido puede infiltrarse sólo cuando el ángulo de contacto es menor de 90° es falsa en el caso de sustratos física y químicamente similares a la arena, y, por lo tanto, en el de los suelos.



Figura 1. Gotas de agua sobre la superficie de un suelo repelente al agua (DeBano, 1981).



Figura 2. Gotas de agua sobre agregados finos de un suelo quemado (fotografía: Borja Segovia)

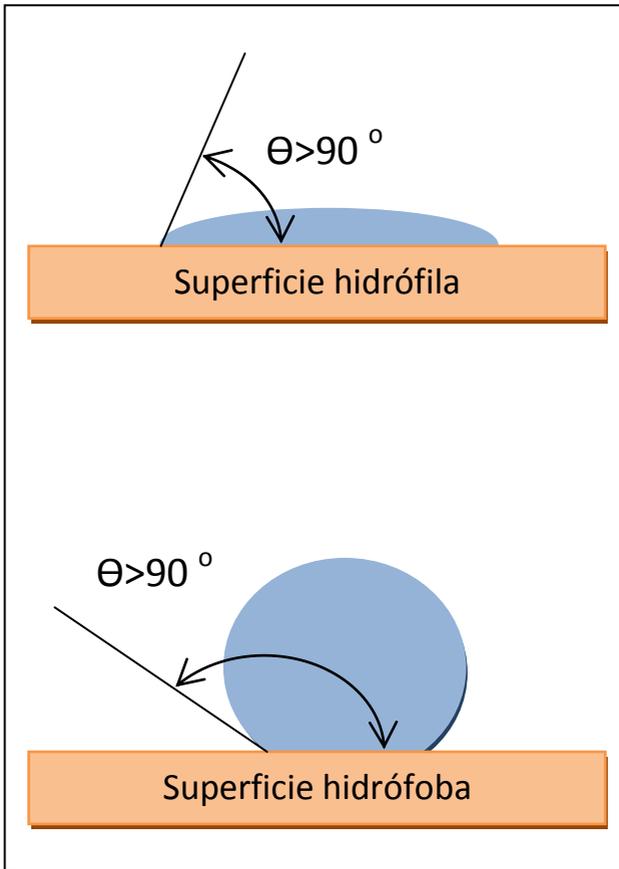


Figura 3. Ángulo de contacto del agua sobre una superficie hidrófila o hidrófoba según la ley de Young-Laplace.

1.1.2 LA REPELENCIA AL AGUA EN SUELOS

En teoría, una sencilla capa de moléculas hidrofóbicas pueden dar a una superficie mineral una superficie repelente al agua (Zisman, 1964). Sin embargo, los componentes hidrofóbicos tienden a ser absorbidos como

pequeños glóbulos y no como una capa uniforme. De esa manera, una determinada cantidad de glóbulos de este tipo puede recubrir completamente un grano mineral. Por ejemplo, durante un experimento de laboratorio, Ma'shum *et al.* (1988) logró extraer compuestos hidrofóbicos de muestras de suelo y las añadió posteriormente a muestras de arena lavada. Con una proporción de sólo 0.35 g de componentes hidrofóbicos extraídos por cada 1000 g de arena lavada logró inducir un grado de repelencia similar al de los suelos originales.

La observación de los recubrimientos de sustancias hidrofóbicas al microscopio no ha proporcionado aún resultados consistentes (Doerr *et al.*, 2000). Esto puede deberse a distintas causas, como el recubrimiento con partículas o sustancias de distinto origen y con distintos grados de hidrofobicidad (Figura 4), o la presencia de capas de un grosor de tamaño molecular con alto grado de hidrofobicidad, pero no observables fácilmente incluso con microscopía electrónica. En general, tras el efecto de un fuego intenso, debe suponerse que el recubrimiento de partículas orgánicas se ve reducido o eliminado (Figura 5).

La repelencia al agua también puede estar causada por la presencia de materiales finos intersticiales. Si las partículas hidrofóbicas están presentes en los poros de una matriz hidrofóbica, la capacidad de humectación del suelo puede verse reducida (Doerr *et al.*, 2000). Bisdom *et al.* (1993) sugirieron que la presencia de sustancias hidrofóbicas en la matriz del suelo puede causar repelencia al agua, pero que un grado extremo de repelencia se origina debido al recubrimiento de las partículas individuales y microagregados.

No obstante, la repelencia al agua no siempre tiene efectos negativos. Blanco-Canqui & Lal (2009) citan, por ejemplo, el incremento en la estabilidad estructural (Blanco-Canqui *et al.*, 2007) o el secuestro de carbono (Urbanek *et al.*, 2007). La entrada rápida de agua en los agregados causa compresión del aire en los poros y desestabilización de la estructura, aumentando el riesgo de erosión.

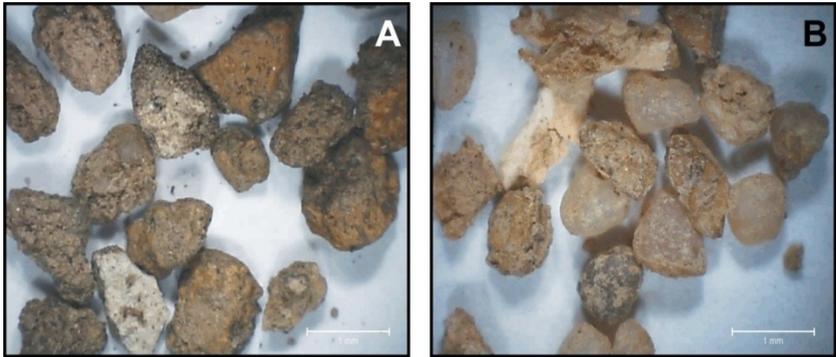


Figura 4. A: partículas minerales (1-2 mm) recubiertas con residuos orgánicos hidrofóbicos. **B:** la misma muestra, después de ser tratada con H_2O_2 ha perdido los recubrimientos orgánicos y el carácter hidrofóbico. Fotografía: A. Jordán y F.A. González.

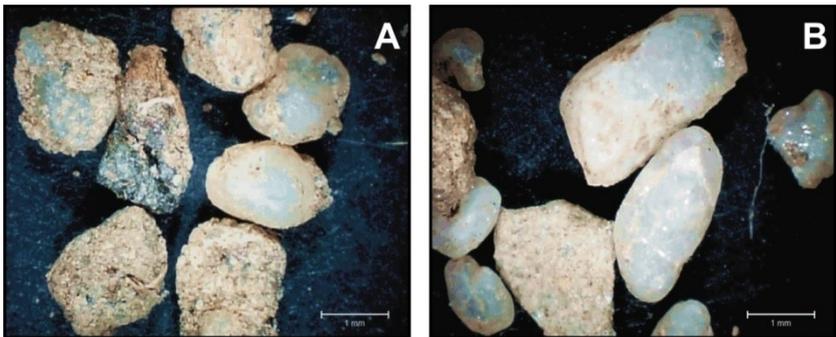


Figura 5. A: partículas de arena del horizonte superior de un suelo no quemado, mostrando recubrimientos de partículas finas y materia orgánica; **B:** partículas de arena del mismo suelo, después del efecto de un fuego simulado en laboratorio, mostrando algunos recubrimientos de partículas finas, pero en el que ha desaparecido el recubrimiento de partículas orgánicas tras la combustión. Fotografía: A. Jordán.

1.2 ORIGEN Y CARACTERÍSTICAS DE LAS SUSTANCIAS HIDROFÓBICAS

1.2.1 SUSTANCIAS RESPONSABLES DE LA REPELENCIA AL AGUA

Está ampliamente aceptado que la repelencia al agua en los suelos está causada por los componentes orgánicos derivados de los microorganismos o plantas vivas o en descomposición (Tabla 1). Las ceras de las plantas, por ejemplo, no sólo incrementan la resistencia al frío y a la sequedad, sino que también pueden reducir la humectación e intensificar la capacidad de “autolavado” de las superficies de las hojas (Neinhuis & Barthlott, 1997). La identificación de los componentes específicos que causan la repelencia al agua ha sido uno de los objetivos de las investigaciones en las últimas décadas (por ejemplo: Franco *et al.*, 1995; Hudson *et al.*, 1994; McIntosh & Horne, 1994). De cualquier manera, a pesar de los avances en las técnicas analíticas, la identificación de las sustancias exactas aún no se han llevado a cabo (Doerr *et al.*, 2000; Doerr & Shakesby, 2009). Además, aún no se ha descrito exactamente el modo en que estas sustancias hidrofóbicas se unen a las partículas del suelo. Un factor de complicación de cada estudio es la abundancia natural de varios responsables potenciales de varias sustancias en el suelo.

Las principales sustancias orgánicas capaces de inducir repelencia al agua en los suelos pueden dividirse en dos grupos principales: hidrocarburos alifáticos y sustancias polares con estructura anfifílica. Los primeros están formados por cadenas hidrocarbonadas largas. Se trata de compuestos no polares y son insolubles en agua. El Segundo grupo está formado por cadenas hidrocarbonadas que poseen un extremo polar hidrofílico y otro extremo hidrofóbico. A pesar de ser generalmente solubles en agua, las moléculas anfifílicas pueden producir fácilmente cubiertas hidrofóbicas. Se cree que ambos grupos pueden inducir repelencia al agua en los suelos (McIntosh & Horne, 1994), pero las moléculas polares (por ejemplo: ácidos grasos y determinadas ceras, como ésteres y sales de ácidos grasos) parecen ser los principales constituyentes de las cubiertas hidrofóbicas sobre partículas minerales, como han observado varios autores (Ma'shum *et al.*, 1988; Hudson *et al.*, 1994; Franco *et al.*, 2000)

1.2.2 FUENTES DE SUBSTANCIAS HIDROFÓBICAS.

1.2.2.1 Vegetación

En muchos estudios, la aparición de la repelencia al agua se ha asociado a determinados tipos de organismos (Tabla 1). Sin embargo, no se puede asumir que una determinada especie siempre induzca repelencia al agua bajo condiciones naturales. Se ha observado, por ejemplo, repelencia al agua desarrollada en suelos bajo eucalipto (*E. globulus*) y pino (*P. pinaster*) en el noroeste de España (Benito *et al.*, 2003), como responsable en parte de altas tasas de erosión. Sin embargo, esta repelencia se ha desarrollado como resultado del clima relativamente húmedo y templado, además de la presencia de estas especies (Conde *et al.*, 1995; Hafizoglu *et al.*, 2002; Rodríguez-Alleres *et al.*, 2007).

Tabla 1. Algunas sustancias hidrofóbicas y sus fuentes (Doerr *et al.*, 2000).

Sustancia	Fuente
Alcanos	Bacterias, hongos, algas, plantas superiores.
Alquenos	Bacterias, hongos, algas, plantas superiores
Terpenoides	Algunas ceras de plantas.
Monocetonas	Bacterias, plantas superiores
Dicetonas	Plantas superiores (por ejemplo: eucaliptos e hierbas)
Poliéster de ácidos grasos	Plantas superiores (por ejemplo: pinos)

Las plantas que más comúnmente se asocian con la repelencia al agua son de árboles perennes. En particular, árboles con una considerable cantidad de resinas, ceras o aceites aromáticos, como ocurre en el caso de eucaliptos y pinos. La repelencia al agua también se ha encontrado bajo especies arbustivas en áreas templadas (Mallik & Rahman, 1985), o en matorral mediterráneo (Giovannini *et al.*, 1987) u otros tipos de bosque en condiciones de clima semi-desértico (DeBano, 1991). La repelencia al agua en suelos ha sido descrita por varios autores en suelos bajo pinos (Mataix-Solera & Doerr, 2004; Hubbert *et al.*, 2006; Lewis *et*

al., 2006), alcornoques (Sevink *et al.*, 1989; Jordán *et al.*, 2008) y otras especies de *Quercus* (Cerdà *et al.*, 1998; Mataix-Solera *et al.*, 2007), árboles de hoja caduca (Reeder & Jurgensen, 1979; Buczko *et al.*, 2002; Jordán *et al.*, 2008) y diversas especies de arbusto en áreas mediterráneas (Mallik and Rahmann, 1985; Jordán *et al.* 2008). Además, hay que tener presentes otros condicionantes. Los suelos naturales bajo bosques de eucalipto muestran en general una repelencia al agua muy intensa (Shakesby *et al.*, 1993). Sin embargo, suelos bajo pino muestran este mismo grado de repelencia sólo tras la acción del fuego (Letey, 2001). En algunos estudios, el fuego ha sido señalado como el principal factor detonante (Reeder & Juergensen, 1979; Mallik & Rahman, 1985). De hecho, el material litológico también puede potenciar o disminuir la intensidad de la repelencia al agua en suelos bajo pino (Mataix-Solera & Doerr, 2004; Cerdà & Doerr, 2007). Sin embargo, factores como la descomposición natural y la incorporación de las sustancias resultantes en el suelo han sido menos estudiados, aunque existen diversos trabajos sobre este tema (Roberts & Carbon, 1972; Reeder & Juergensen, 1979; McGuie & Posner, 1981). El mecanismo de entrada de las sustancias hidrofóbicas en el suelo no está aún bien descrito, aunque sí se sabe que la hojarasca (Reeder & Jurgensen, 1979; McGhie & Posner, 1981) o la actividad de las raíces (Dekker & Ritsema, 1996b; Doerr *et al.*, 1998) parecen ser algunas de las causas principales. La composición de hojas y otros tejidos de árboles como *Quercus suber*, por ejemplo, incluye un elevado número de compuestos fenólicos de carácter hidrófobo (Conde *et al.*, 1998; Ito *et al.*, 2002; Salminen *et al.*, 2004). Los extractos foliares de *P. pinaster* contienen sustancias capaces de inducir hidrofobicidad (Doerr, 1998). En un estudio reciente, Jordán *et al.* (2008) encontraron bajos niveles de repelencia al agua en suelos bajo bosques mixtos de *Q. suber* y *O. europea*, en comparación a otros tipos de vegetación presentes sobre el mismo sustrato y bajo el mismo tipo de clima, lo que les llevó a atribuir estas diferencias a la naturaleza química de los compuestos orgánicos liberados por especies como *O. europea*.

Los suelos bajo pastizal también pueden resistir la infiltración, un problema que también se ha considerado en áreas no agrícolas, pero de gran valor económico, como los campos de golf. La repelencia al agua bajo pastizales ha sido observada y descrita en dehesas en España y

Portugal (Cerdà *et al.*, 1998; Doerr *et al.*, 2003; Keizer *et al.*, 2005), en Australia (Crockford *et al.*, 1991), Canadá (Barret & Slaymaker, 1989) y Holanda (Dekker & Ritsema, 1994). Además, se ha comprobado que especies herbáceas características de sistemas dunares (como *Spinifex hirsutus*) pueden inducir hidrofobicidad (McIntosh & Horne, 1994). La repelencia al agua también se encuentra asociado a algunos cultivos. Por ejemplo, en Australia, se desarrolla bajo cultivos de altramuz (*Lupinus cosentinii*; Carter *et al.*, 1994).

1.2.2.2 Hongos y microorganismos en suelos

Como se ha visto anteriormente, la relación de la repelencia al agua con ciertas plantas puede no ser directa. La repelencia al agua también se encuentra asociada con el crecimiento de hongos y microorganismos del suelo, los cuales pueden estar asociados con distintos tipos de vegetación. Schantz & Piemeisel (1917) postularon que los “anillos de hadas” (circunferencias donde el crecimiento en pastos y cultivos es inhibido, seguido por una zona repelente al agua) se debían a los micelios de los hongos *Basidiomicea*, una especie común que contribuye a la descomposición de la hojarasca (Sheffer & Schachtschabel, 1989). El término “anillo de hadas” fue usado en un principio por los investigadores para describir la presencia de círculos desnudos concéntricos o zonas secas, en cuyo interior se veía estimulado el crecimiento de las plantas (usualmente pasto o cultivos). Estos anillos concéntricos fueron atribuidos a diversas fuentes naturales y sobrenaturales, como los caminos cerrados creados para el baile de las hadas, truenos, relámpagos, torbellinos, hormigas, topos, orina de animales, y así sucesivamente (DeBano, 2000). En muchos casos, los fenómenos de anillos de hadas a nivel local eran tan abundantes que afectaban al rendimiento de los cultivos. Posteriormente, Bayliss (1911; citado por DeBano, 2000) registró este fenómeno y citó medidas publicadas con anterioridad por Molliard (1910; citado por DeBano, 2000) poniendo de manifiesto que un suelo rico en micelios de hongos era relativamente seco. Según estos aurores, el área ocupada con el micelio contenía sólo del 5 al 7% de la humedad, en comparación con el 21% en las áreas internas y externas al anillo, no ocupadas por el micelio. Bayliss (1911) observó que los suelos que contienen micelios

son difíciles de humedecer citando ejemplos donde el agua no penetraba en el suelo en áreas infestadas de micelios, mientras que lo hacía hasta 10 cm en áreas adyacentes. En trabajos más recientes, se ha comprobado que en suelos donde *M. Oreades* ha formado anillos previamente, el suelo permanece repelente al agua, lo que no está relacionado con el contenido en materia orgánica del suelo, sino con la presencia del hongo (York & Canaway, 2000).



Figura 6. Anillo de hadas sobre un campo de golf (York & Canaway, 2000).

Otras especies de hongos y microorganismos asociados a la repelencia al agua, por ejemplo, son *Penicillium nigricans* y *Aspergillus sydowi* (Savage *et al.*, 1972), o bacterias como los Actinomycetes (Jex *et al.*, 1985). Sin embargo, se han encontrado también resultados contradictorios, ya que algunas especies pueden inducir o inhibir hidrofobicidad bajo ciertas condiciones (McGuire y Posner, 1981; Roper, 1998). Bornemisza (1964) demostró que *Aspergillus niger* es capaz de inducir repelencia al agua, mientras que Savage *et al.* (1972) no observaron efectos importantes. Por otra parte, Roper (2006) demostró que la reducción de la repelencia

al agua mediante la degradación de ceras por parte de microorganismos como *Mycobacterium* sp. o *Rhodococcus* sp., puede ser potenciada con el encalado.

Algunas especies de algas o bacterias pueden producir compuestos hidrofóbicos. Su papel en el establecimiento de la repelencia al agua en los suelos puede ser significativo, aunque su papel en el proceso no está demostrado para taxones concretos y no existen estudios concluyentes al respecto (confr. York & Bladwin, 1992).

1.2.2.3 Materia orgánica y humus

Aparte de las investigaciones de la influencia directa de la vegetación y microorganismos en la repelencia al agua, los investigadores también han procurado establecer relaciones generales entre la materia orgánica en los suelos y/o contenido de carbono orgánico y el grado de repelencia (Doerr *et al.*, 2000). Los resultados, sin embargo, no han sido consistentes. Se han determinado correlaciones positivas entre el contenido en materia orgánica del suelo y la persistencia de la repelencia al agua por Scholl (1971) en un suelo pedregoso bajo *Juniper* en Utah (EEUU), Singer & Ugolini (1976) en suelos subalpinos en el Estado de Washington (EEUU), Rodríguez-Alleres *et al.* (2007) en una región húmeda española, y Martínez-Zavala & Jordán-López (2009) en brezales subhúmedos mediterráneos. Pero también se han observado correlaciones pobres, negativas o no significativas (DeBano, 1981; Jungerius & de Jong, 1989; Wallis *et al.*, 1990; Ritsema & Dekker, 1994; Scott, 2000), e incluso resultados contradictorios en función del tipo de vegetación o el uso (Martínez-Zavala & Jordán-López, 2009; Jordán *et al.*, 2009). Como una posible explicación, muchos autores han concluido que la repelencia al suelo puede estar controlada por el tipo y calidad de la materia orgánica más que por su cantidad (DeBano *et al.*, 1970; Wallis and Horne, 1992). De acuerdo con DeBano (1971), Doerr *et al.* (1998) y Roy & McGill (2000), los ácidos húmicos pueden inducir hidrofobicidad en los suelos. Según Doerr *et al.* (2000), la única explicación para la falta de relación clara entre materia orgánica y repelencia al agua del suelo puede ser que la pequeña cantidad de compuestos hidrofóbicos responsable de la repelencia al agua no sea proporcional a la cantidad total de materia orgánica

presente en los suelos, particularmente en los distintos horizontes o incluso en los distintos suelos comparados. Capriel *et al.* (1995) observaron que el contenido en arena de suelos cultivados en Alemania se correlacionaba positivamente con la proporción de cadenas de carbono alifáticas y negativamente con el contenido de carbohidratos y proteínas, lo que sugiere que los suelos arenosos poseen relativamente más uniones alquilo que los arcillosos, y, por lo tanto, que la materia orgánica en los primeros es más hidrófoba. Según Jaramilo (2004), no es la cantidad sino el tipo de materia orgánica que tenga el suelo, lo que hace que se manifieste la repelencia al agua en él.

1.2.3 FACTORES ABIÓTICOS QUE AFECTAN A LA REPELENCIA AL AGUA.

1.2.3.1 La temperatura y la humedad del suelo

La variación térmica produce un patrón estacional de repelencia al agua en el suelo, que se incrementa en la estación seca y disminuye en la estación húmeda. Según Dekker & Ritsema (2000), el grado de repelencia al agua del suelo aumenta cuando se secan en laboratorio. Por lo tanto, éste es un efecto indirecto de la temperatura, que afecta al grado de humedad del suelo. Cada tipo de suelo posee un contenido de humedad crítico por debajo del cual muestra repelencia al agua, tal como observaron Dekker & Ritsema (1994; 1995) en suelos arenosos del norte de Europa, Doerr & Thomas (2000) en suelos de Portugal, y diversos autores más en otras áreas. Debido a la irregularidad del clima mediterráneo, el patrón de incremento y disminución de la repelencia al agua en el suelo es especialmente importante en nuestra área. El efecto de las primeras lluvias de la estación húmeda sobre un suelo con baja cobertura vegetal, baja estabilidad de agregados y elevada repelencia al agua, como ocurre al final del verano, puede producir tasas de escorrentía y pérdida de suelo muy elevadas.

1.2.3.2 El fuego

El fuego puede provocar cambios inmediatos en determinadas propiedades del suelo como consecuencia del calentamiento producido en los primeros centímetros superficiales, y cambios indirectos debido a la nueva situación en la que se encuentra, como la eliminación temporal de toda o parte de la cubierta vegetal, la cubierta de cenizas incorporada al suelo, etc. (Mataix-Solera & Guerrero, 2007; Mataix-Solera *et al.*, 2009). Diversas investigaciones en el área mediterránea han descrito el efecto de los incendios sobre las propiedades físicas y químicas del suelo (ver, por ejemplo, Mataix-Solera *et al.*, 2009).

La cuantificación directa de los efectos de los incendios sobre el suelo en condiciones de campo es muy difícil de llevar a cabo, ya que en la mayoría de los casos no se poseía una información precisa de las propiedades del suelo antes del incendio. Sin embargo, en los casos en que se han realizado estudios comparativos entre zonas quemadas y no quemadas, o bien la repelencia al agua era mayor en las primeras, o bien había sido destruída pero se había formado una capa hidrófoba en profundidad (McNabb *et al.*, 1989; Brock & DeBano, 1990; Scott & Van Wyk, 1990).

Varios autores (DeBano, 1966; DeBano & Krammes, 1966; DeBano *et al.*, 1970; Savage, 1974) han observado que el fuego puede inducir repelencia al agua sobre suelos que previamente no la presentaban. Robichaud & Hungerford (2000) observaron que al someter a diferentes tipos de suelo a calentamiento en laboratorio se generan gradientes de temperatura que provocan la redistribución de las sustancias hidrofóbicas en el suelo. Además, observaron interacciones entre la temperatura, el contenido de agua y otras propiedades del suelo. Factores como la temperatura alcanzada, la cantidad y tipo de hojarasca consumida y la humedad del suelo antes de producirse el incendio, pueden intensificar o reducir la repelencia al agua en los suelos. Según estos autores, las sustancias orgánicas hidrofóbicas en la hojarasca y en la superficie del suelo se volatilizan durante el incendio. Una pequeña parte de esta cantidad de material es desplazada en profundidad, siguiendo el gradiente de temperatura hasta que se condensa a pocos centímetros bajo la superficie. DeBano (1991) sugirió que el

calentamiento de suelos no repelentes al agua que contuviesen más del 2-3% de materia orgánica siempre induciría repelencia al agua.

Las temperaturas que se alcanzan en el suelo durante el fuego, son muy variadas dependiendo de los factores implicados. En general, y puesto que el suelo es un mal conductor del calor, las temperaturas que se alcanzan en capas profundas del suelo son bajas, a pesar de que las llamas sobrepasen en ocasiones los 1400 °C (DeBano *et al.*, 1998). Multitud de trabajos muestran que en superficie se alcanzan fácilmente temperaturas entre 500 y 800 °C durante un incendio. En profundidad, sin embargo, la variabilidad de registros es muy amplia; Desde una variación irrelevante a 5 cm de profundidad a máximos entre 100 y 300 °C. Después de estudiar los efectos del régimen de temperatura durante un experimento de laboratorio, DeBano & Krammes (1966) encontraron que temperaturas entre 480 y 540 °C durante períodos de 25 minutos pueden destruir la repelencia en la superficie del suelo, mientras que temperaturas alrededor de 200 °C durante 10 minutos pueden intensificarla. A partir de experimentos de laboratorio, varios autores han observado que temperaturas entre 250 y 350 °C son suficientes para destruir la repelencia al agua del suelo (DeBano *et al.*, 1979; Robichaud & Hungerford, 2000; García-Corona *et al.*, 2004; Mataix-Solera & Guerrero, 2007). Por encima de ese intervalo de temperatura, la repelencia al agua tiende a disminuir, aunque no se producen cambios radicales. DeBano & Krammes (1966) observaron que tras 5 minutos a 600 °C, el suelo mostraba una repelencia extrema. Sin embargo, las sustancias hidrofóbicas desaparecen a temperaturas más altas: a 800 °C, la repelencia al agua comienza a disminuir después de sólo 10 minutos, y se destruye completamente después de 20 minutos, mientras que a 900 °C el suelo se vuelve completamente hidrofílico después de sólo 10 minutos (DeBano & Krammes, 1966).

Algunos autores han sugerido que la repelencia al agua inducida por el fuego es el resultado de reacciones químicas que tienen lugar durante el proceso, que intensifica las uniones entre estas sustancias y las partículas del suelo (Savage, *et al.*, 1972) y las hace aún más hidrofóbicas a causa de la pirolisis (Giovannini, 1994), más que los mecanismos de volatilización-condensación. Además, factores como la acumulación de

cenizas, la volatilización de los compuestos orgánicos durante la combustión y su posterior condensación alrededor de los agregados del suelo, pueden inducir o incrementar la hidrofobicidad. Cerdà & Doerr (2008), por ejemplo, observaron que tras un incendio forestal en un suelo bajo pinar, la repelencia al agua del suelo se redujo significativamente en el área cubierta por cenizas y restos de hojarasca quemada.

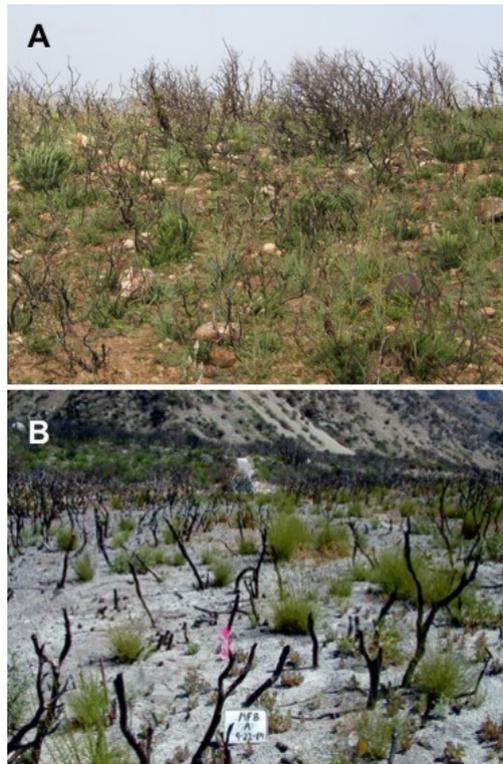


Figura 7. A: efectos de un fuego de baja severidad en un área de matorral en Facinas (Cádiz), en 2008, con persistencia de ramas finas en los esqueletos del arbusto (fotografía: A. Jordán). **B:** efectos de un fuego de alta severidad, con consumo de ramas finas, deposición de cenizas blancas y pérdida de materia orgánica (Keeley, 2009).

Al discutir los efectos del fuego sobre el suelo es importante diferenciar entre intensidad y severidad del fuego. Ambos términos se usan frecuentemente, a pesar de que no tienen significados completamente iguales (Hartford & Frandsen 1992). DeBano & Neary (2005) describen el término “intensidad del fuego” como la tasa o la velocidad a la que el fuego libera energía térmica, apoyándose en los criterios de Brown & Davies (1973) y Chandler *et al.* (1991). La severidad del fuego, sin embargo, es una medida cualitativa, que se usa para describir algunas respuestas del ecosistema al fuego (Simard, 1991). Es una medida cualitativa, que puede clasificarse de acuerdo con ciertos criterios como la cantidad de combustibles consumidos, las propiedades de estos combustibles (altura, diámetro de las ramas o troncos, contenido de agua, contenido mineral, etc.) (Figura 7), el efecto de estos combustibles en el fuego durante las distintas fases del incendio o la transferencia de calor y sus efectos posteriores (color de las cenizas, cambios texturales, pérdida de materia orgánica, etc.) (Figura 8 y Figura 9). Una revisión breve de estos dos conceptos puede consultarse en Keeley (2009).



Figura 8. Efectos del fuego en el coto natural La Pata del Caballo (norte de Huelva). Durante este incendio (2004) ardieron casi 30.000 ha de matorral, encinar, alcornocal y eucaliptal (fotografía: L.M. Zavala).



Figura 9. Efectos de un incendio de alta severidad (Ingalsbee, 2005).

1.2.3.3 Textura del suelo

Durante mucho tiempo se ha sostenido que la repelencia al agua del suelo estaba asociada a las fracciones texturales gruesas del suelo, tal como se demostró en el caso de suelos arenosos (Roberts y Carbon, 1971; McGuie y Posner, 1980, DeBano, 1991). Dada una determinada cantidad de sustancias hidrofóbicas capaces de recubrir las partículas del suelo, las partículas más gruesas serían más susceptibles de desarrollar repelencia al agua dada su menor superficie específica (Giovannini & Luchesi, 1983; Blackwell, 1993). Crockford *et al.*, (1991) encontraron que la repelencia al agua se veía incrementada con el tamaño de partícula en suelos bajo eucalipto. Por otro lado, DeBano (1991) concluyó que la repelencia al agua es más proclive a darse en suelos con menos de un 10 % de contenido en arcillas. En la actualidad está bien establecido que la adición de arcillas pueden ser muy efectiva en la reducción a la repelencia al agua en suelos arenosos (Ma'shum *et al.*, 1988; Cann & Lewis, 1994; Carter & Hetherington, 1994; Harper and Gilkes, 1994; McKissock *et al.*, 2000; Dlapa *et al.*, 2004). Además de incrementar la relación superficie/volumen del suelo, la arcilla contribuye a eliminar la repelencia recubriendo las superficies hidrofóbicas en la matriz del suelo, exponiendo una superficie hidrofílica (Ward & Oades, 1993). Sin embargo, la reducción de la

repelencia por medio de la adición de caolinitas requiere al menos 100 Mg ha⁻¹ de este material (Blackwell, 1993), lo que plantea un problema económico si fuese necesario su transporte. No obstante, se ha observado que incluso en suelos con 25 - 40 % de arcillas muestran extrema repelencia al agua (Crockford *et al.*, 1991; Chan, 1992; Dekker & Ritsema, 1996b). Se ha sugerido que la formación de agregados facilitada por la presencia de arcillas reduce la superficie que es necesario recubrir con sustancias hidrófobas para producir repelencia al agua (Wallis *et al.*, 1991; Bisdom *et al.*, 1993). Puede ocurrir también que el tamaño de las partículas de materia orgánica hidrófoba sea suficientemente pequeño para intensificar el grado de repelencia en las fracciones finas frente a las gruesas (de Jonge *et al.*, 1999).

Algunos autores se han preguntado si es más importante la superficie específica *per se* o el tamaño de la arena o los agregados (Harper *et al.*, 2000), ya que la interacción entre los compuestos hidrofóbicos y el suelo puede ocurrir entre partículas orgánicas y agregados, partículas de arena, limo o arcilla, más que con cristales aislados (Franco *et al.*, 1995). Por ejemplo, la superficie expuesta en espacios vacíos del orden de 0.1 nm entre capas de silicato de esmectitas e ilitas podría no participar en la repelencia al agua, ya que los compuestos orgánicos hidrofóbicos no pueden introducirse en ellos. Esta posibilidad podría explicar el hecho de que la efectividad de la arcilla como enmendante de la repelencia al agua no es mayor si se usan arcillas de diferente tamaño o área expuesta (McKissock *et al.*, 2000; Harper *et al.*, 2000).

En otros casos, se ha demostrado que una determinada cantidad de materia orgánica en el suelo puede ser suficiente para recubrir las partículas finas, además de las partículas minerales gruesas y los agregados (Doerr *et al.*, 1996). Si esto ocurre, un suelo de textura fina podría también mostrar un grado elevado de repelencia al agua. Trabajos realizados por diversos autores (Crockford *et al.*, 1991; Chan, 1992; Doerr *et al.*, 1996) pueden confirmar este hecho, ya que han observado niveles de repelencia al agua en suelos de textura fina tan elevados como en otros tipos de suelo.

1.2.3.4 Mineralogía

Aparte del efecto que la textura del suelo puede tener sobre la presencia o no de la repelencia al agua, la mineralogía de la arcilla también posee una influencia importante, tan como han observado diversos autores (McKissock *et al.*, 2000; Dlapa *et al.*, 2004; Mataix-Solera *et al.*, 2008). Mientras que en la mayoría de estudios se ha observado que un incendio de baja intensidad puede inducir repelencia al agua en suelos que previamente no la mostraban, en algunos casos no se han encontrado diferencias significativas en el grado de repelencia al agua antes y después del fuego. Así se ha observado en suelos de textura franco arcillosa en California (Busse *et al.*, 2005), en suelos arcillosos de Italia (Giovannini & Lucchesi, 1983) o en suelos rojos calcáreos mediterráneos (terra rossa) del sureste de la Península Ibérica y de Israel (Mataix-Solera *et al.*, 2008).

Tras un experimento de laboratorio, Arcenegui *et al.* (2007) observaron que, tras someter diferentes muestras de suelo a calentamiento intenso, muestras de un Luvisol crómico no lograban desarrollar repelencia al agua, lo que sí ocurría con otros tipos de suelo. Además, se ha observado que determinados tipos de suelos de textura arcillosa con suficiente materia orgánica como para desarrollar repelencia al agua tras la acción del fuego, tal como sugirió DeBano (1991), no lo hacen (Mataix-Solera *et al.*, 2008). Esto puede deberse a la cantidad relativamente baja de materia orgánica frente al contenido de arcilla, tal como ha sugerido diversos autores (DeBano, 1981; Giovannini & Lucchesi, 1983), aunque otros apuntan al origen mineralógico de las arcillas como la causa principal (Lichner *et al.*, 2006, Mataix-Solera *et al.*, 2008).

Sin embargo, todos los tipos de arcilla no ofrecen los mismos resultados. Después de un experimento de laboratorio, Lichner *et al.* (2006) demostraron que ilita, montmorillonita y caolinita poseen efectos diferentes sobre la repelencia al agua del suelo. Solamente la caolinita se mostró efectiva a la hora de reducir la persistencia de la repelencia al agua de arena de sílice recubierta con ácido esteárico (Figura 10). Mataix-Solera *et al.* (2008) observaron que la presencia de minerales como la caolinita, dominante en la composición de las arcillas en diferentes suelos del área mediterránea, no favorece el desarrollo de repelencia al agua tras el fuego. Según estos autores, el carácter

hidrofílico de la Ca-montmorillonita puede deberse a la presencia de cationes hidratados, aunque la sustitución de estos cationes por moléculas orgánicas mediante diversos tipos de unión (Figura 11) puede aumentar su hidrofobicidad (Jaynes & Boyd, 1991). Esta afirmación está de acuerdo con los resultados obtenidos por Jouany (1991), quien observó que cantidades muy pequeñas de ácidos húmicos adsorbidos a la superficie de Ca-montmorillonita podían inducir carácter hidrofóbico al mineral.

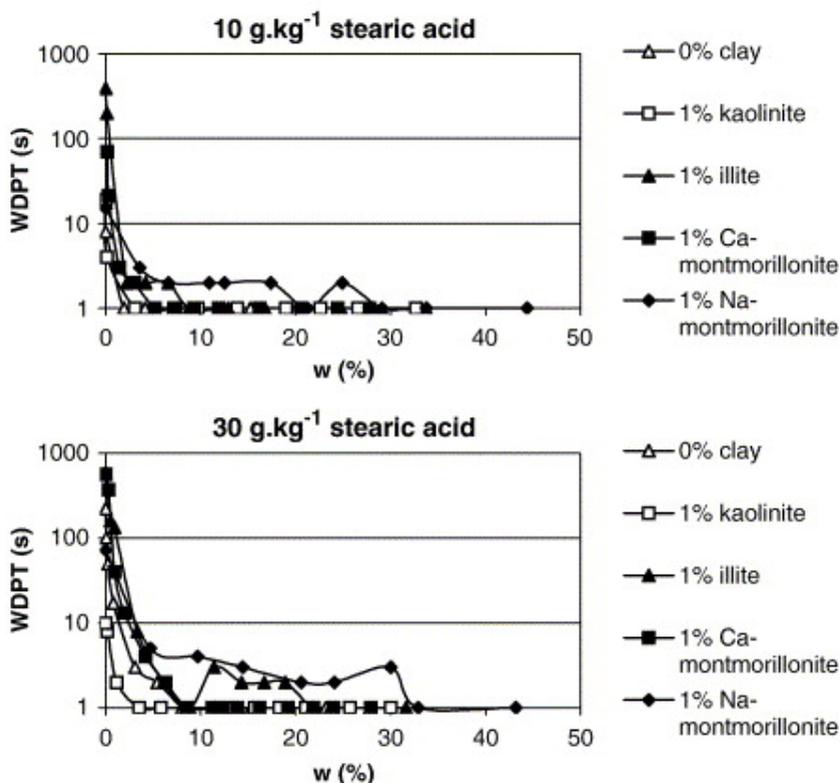


Figura 10. Efecto de la adición de un 1 % de arcilla en la relación entre el tiempo de penetración de la gota de agua (WDPT) y la humedad en arena de sílice recubierta con ácido esteárico (Lichner *et al.*, 2006).

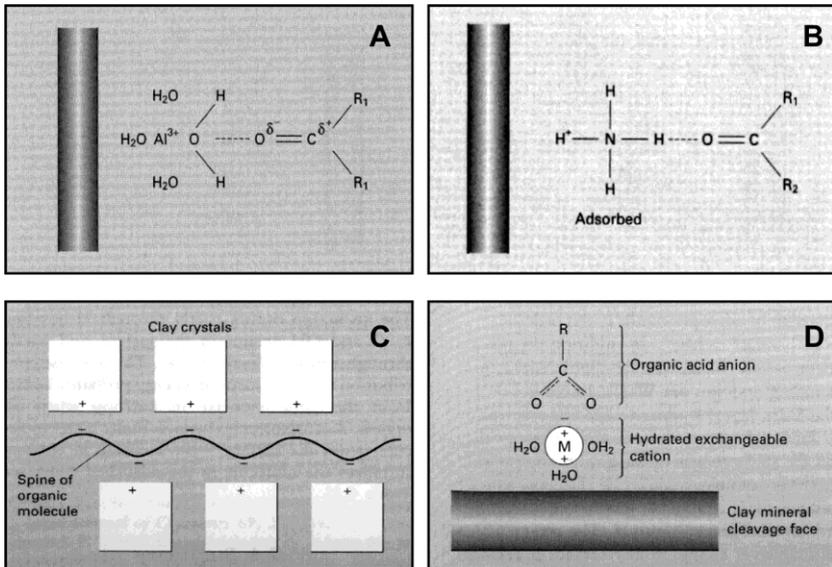


Figura 11. A: ácido orgánico unido mediante una molécula de agua a la superficie de una arcilla. B: ácido orgánico unido mediante un catión a la superficie de una arcilla. C: disposición en cadena de un polianión orgánico y cristales de arcilla. D: puente de hidrógeno entre dos compuestos orgánicos y la superficie de una arcilla. A partir de White (2006).

La caolinita, sin embargo, posee una capa hidrofóbica con grupos siloxano (R_2SiO , donde R es un átomo de hidrógeno o un grupo hidrocarbonado) y una capa hidrofílica con grupos hidroxilo asociados a la capa de octaedros. La importancia de estos grupos hidroxilos en la hidrofilia de la caolinita ha sido puesta de manifiesto por Bachmann & van der Ploeg (2002) y Dlapa *et al.* (2004). Si la capa octaédrica es de naturaleza hidrofílica, la adsorción de moléculas orgánicas hidrofóbicas podría estar limitada debido a la adsorción preferente de agua, de modo que la caolinita podría ser más importante en la preservación del carácter hidrofílico del suelo que la montmorillonita o la ilita, y más efectiva como agente mejorante de suelos hidrofóbicos (Mataix-Solera *et al.*, 2008).

1.2.3.5 El manejo agrícola

En comparación con las áreas naturales o semi-naturales, la repelencia al agua en un fenómeno muy poco estudiado en los suelos cultivados, especialmente en las zonas mediterráneas (Keizer *et al.*, 2007). Precisamente, los primeros trabajos sobre la repelencia al agua en los suelos se centraron en los suelos agrícolas (Jamison, 1943, 1946, Wander, 1949).

En la actualidad, existe una fuerte necesidad de caracterizar la repelencia al agua en los suelos agrícolas a escala regional sobre una variedad de suelos, tipos de manejo y clima, pero especialmente en el caso del no laboreo, tal como afirman Blanco-Canqui & Lal (2009). Según estos autores, la repelencia al agua varía con el tipo de suelo y las prácticas agrícolas, de modo que puede tener diferentes impactos sobre la estabilidad de los agregados o el secuestro de carbono.

En el caso de las zonas de clima mediterráneo, la repelencia al agua se intensifica durante la época seca y disminuye o desaparece durante la época húmeda. Sin embargo, si las lluvias son escasas durante un año en concreto, el suelo puede alcanzar un estado de repelencia severa al agua, como observaron Keizer *et al.* (2007). La repetición de los ciclos de humedecimiento y secado como consecuencia del riego puede favorecer la presencia de microorganismos capaces de inducir repelencia al agua en los suelos agrícolas (Zhang *et al.*, 2004). En un trabajo reciente, Keizer *et al.* (2007) analizaron la repelencia al agua en suelos agrícolas del norte y centro de Portugal y observaron que las variaciones de intensidad de la repelencia no mostraban una clara correlación con la humedad del suelo, y manifestaron la necesidad de investigar qué factores se hallan directamente implicados en la aparición y control de la hidrofobicidad en los suelos agrícolas.

Además de este desconocimiento, se ha sugerido que determinados tipos de manejo pueden inducir repelencia al agua en el suelo. Según Cerdà & Doerr (2007), la repelencia al agua en suelos cultivados es poco común en suelos calcáreos. Sin embargo, estos autores sugirieron que determinadas prácticas como la fertilización orgánica pueden inducir

repelencia al agua en los suelos dedicados al cultivo de cítricos en el área mediterránea. Por otra parte, Wallach & Jortzick (2008) y Wallach *et al.* (2005) observaron que el empleo de aguas residuales tratadas para el riego de frutales en Israel durante un período de 20 años indujo repelencia al agua en el suelo.

1.2.4 CONSECUENCIAS HIDROLÓGICAS Y GEOMORFOLÓGICAS

1.2.4.1 Escorrentía e infiltración

Como ya se ha dicho, la repelencia al agua reduce la afinidad de los suelos por el agua, así como su resistencia a la humectación durante intervalos de tiempo que pueden oscilar entre períodos de unos pocos segundos hasta horas, días o semanas. La repelencia al agua de los suelos es un factor importante que afecta a los procesos de escorrentía e infiltración y es, potencialmente, un componente clave en los modelos hidrológicos (Doerr *et al.*, 2003; Doerr & Shakesby, 2009).

La superficie de un suelo repelente al agua facilita el encharcamiento del agua de lluvia en lugar de la infiltración. Si la cantidad de lluvia es suficiente, se genera un exceso de agua encharcada que inicia un flujo superficial hortoniano (Figura 12). Las discontinuidades de la superficie, como agujeros o grietas, así como el mosaico de hifrofobicidad/hidrofilia del suelo determinarán si el flujo se produce de manera amplia o localizada. Estudios previos, realizados en suelos hidrofílicos han concluido que el flujo superficial del exceso de infiltración (flujo hortoniano) rara vez ocurre en suelos forestales (Tsukamoto, 1961; Dunne & Black, 1970), ya que estos suelos suelen tener suficiente capacidad de infiltración para soportar altas intensidades de lluvia de duración normal. Se ha llegado a sugerir que la formación de arroyadas en cuencas forestales con suelos hidrofílicos es debida fundamentalmente al flujo subsuperficial (Rice & Hornburger, 1998; McGlynn *et al.*, 2002; Doerr *et al.*, 2003; Doerr & Shakesby, 2009). Según estos autores, el agua encharcada sobre una superficie hidrófoba puede almacenarse en un lecho hidrofílico hasta su evaporación o desplazarse lateralmente a través de él, perderse como escorrentía superficial,

infiltrarse mediante vías de flujo preferencial, o penetrar en la matriz hidrófoba si la presión de la columna de agua es suficiente. Sin embargo, estudios recientes han observado que en suelos forestales repelentes al agua, el proceso dominante es la escorrentía superficial (Bonell & Williams, 1986; Prosser & Williams, 1998; Doerr *et al.*, 2003).



Figura 12. Encharcamiento y flujo superficial en un suelo arenoso repelente al agua en Australia Occidental, después de una lluvia intensa (Doerr *et al.*, 2000).

El proceso de encharcamiento e infiltración en suelos hidrófilos y repelentes al agua fue estudiado detalladamente por Wallach & Jortzick (2008). Observaron que mientras que el agua penetraba rápidamente en el suelo hidrófilo, en el suelo repelente tendía a extenderse sobre la superficie, formando un ángulo de contacto mayor de 90° . En este caso, el agua encharcada penetraba muy lentamente en el suelo manteniendo el ángulo de contacto (Figura 13). Encontraron que el tiempo de penetración del agua en suelos de carácter hidrófobo podría estar

controlado por el tiempo de contacto entre las partículas del suelo y el agua, así como por la presión ejercida por la columna de agua sobre la superficie del suelo.

Jordán *et al.* (2009) analizaron la relación entre la repelencia al agua y la pérdida de suelo mediante simulación de lluvia en áreas del Eje Neovolcánico de México, y observaron que la respuesta hidrológica está relacionada con el grado de repelencia al agua de los suelos estudiados. Aunque no se encontró una correlación significativa entre la persistencia de la repelencia y la tasa de escorrentía, sí se observó que el flujo superficial era más intenso en suelos repelentes al agua que en suelos hidrofílicos.

En un experimento de laboratorio, tras destruir la repelencia al agua de un suelo mediante un tratamiento térmico, DeBano (1971) observó que la capacidad de infiltración de un suelo se incrementó hasta 25 veces. Wallis *et al.* (1990) observaron que la capacidad de infiltración de suelos repelentes al agua era hasta 6 veces mayor que la de suelos adyacentes no repelentes al agua (Figura 14).

Jordán *et al.* (2008) analizaron la respuesta hidrológica de suelos repelentes y no repelentes al agua en un área mediterránea y encontraron que el tiempo de generación de escorrentía era menor y que la tasa de escorrentía se incrementaba cuando aumentaba el grado de repelencia al agua (Figura 15). La relación de la hidrofobicidad con otras propiedades del suelo como la acidez, la textura o el contenido en materia orgánica, y las discontinuidades de cada una de ellas, contribuyen a una distribución espacial heterogénea de la respuesta erosiva del suelo (Jordán *et al.*, 2008).

La tendencia de los suelos secos a mostrar un alto grado de repelencia (Witter *et al.*, 1991; Ritsema & Dekker, 1994) implica que, en el caso de suelos repelentes al agua, el coeficiente de escorrentía tiende a incrementarse cuando la humedad del suelo desciente. Por otra parte, es necesario tener en cuenta que la repelencia al agua depende en gran medida de las lluvias precedentes (Crockford *et al.*, 1991; Keizer *et al.*, 200, Miyamata *et al.*, 2007), lo que puede afectar al coeficiente de

escorrentía. Aunque diversos autores han mostrado una fuerte relación entre el impacto de la repelencia al agua y la generación de escorrentía (Osborn *et al.*, 1964; Cerdà *et al.* 1998; Benito *et al.*, 2003; Leighton-Boyce *et al.*, 2007), el papel exacto de la repelencia al agua es difícil de determinar, ya que es difícil aislarlo de otros factores como las propiedades físicas o el contenido en humedad del suelo (Miyata *et al.*, 2007).

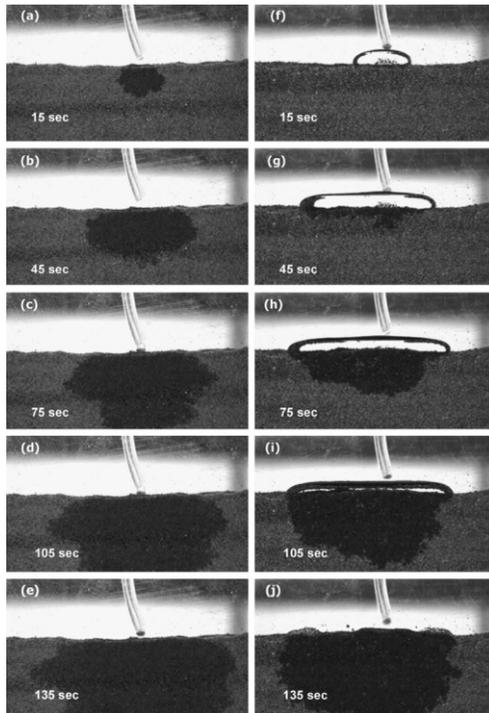


Figura 13. Diferentes etapas de la infiltración del agua a través de un punto a una tasa de $5 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$ en suelos de características hidrofílicas (a-e) o ligeramente hidrófobas (f-j); Wallach & Jortzick (2008).

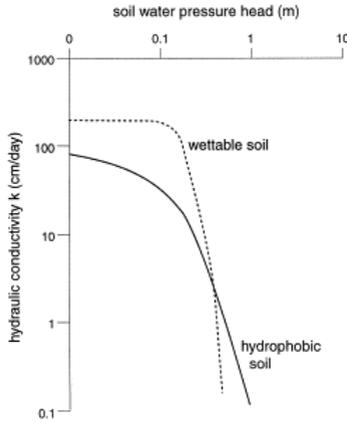


Figura 14. Conductividad hidráulica de un suelo no repelente (wettable soil) y un suelo repelente al agua (hydrophobic soil) (modificado de Van Dam *et al.*, 1990).

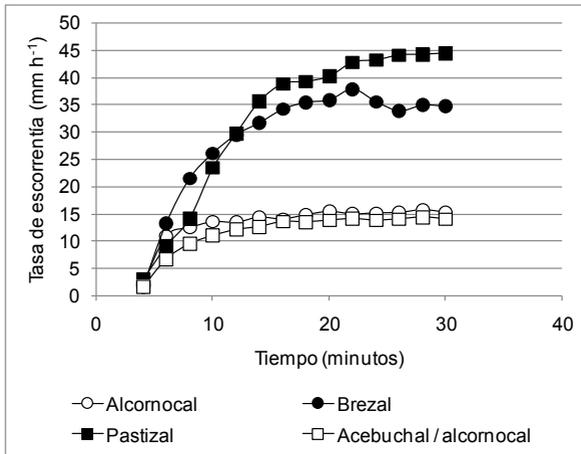


Figura 15. Tasa de escorrentía de suelos repelentes (símbolos en negro) y no repelentes al agua (símbolos en blanco) en un área mediterránea, bajo lluvia simulada a una intensidad de 55.6 mm h⁻¹ (modificado de Jordán *et al.*, 2008).

1.2.4.2 Erosión

Aunque las tasas de erosión en suelos repelentes al agua tienden a ser pequeñas bajo una densa cobertura vegetal (Cerdà & Doerr, 2007), sí pueden ser muy altas en áreas donde la vegetación natural ha disminuido como consecuencia de la presión antrópica (tala, aclarado, sobrepastoreo, construcciones; Figura 16) o por otras causas (incendios forestales; Figura 19 y Figura 20), como han puesto de manifiesto diversos autores (Scott, 1993; Shakesby *et al.*, 1993; Úbeda & Sala, 1998; Ferreira *et al.*, 2000; Mbwana, 2004; Cerdà & Doerr, 2007; Jordán *et al.*, 2009). Especialmente, al inicio de la estación de lluvias en climas con irregularidad estacional como el mediterráneo, cuando la humedad del suelo es muy baja y el grado de hidrofobicidad es muy alto (Osborn *et al.*, 1964; Cerdà *et al.*, 1998; Doerr *et al.*, 2003; Jordán *et al.*, 2008), el riesgo de erosión del suelo se ve incrementado.

En suelos arenosos de la costa holandesa, Witter *et al.* (1991) demostraron que la pérdida de sedimentos por el agua de escorrentía se incrementaba casi 20 veces en suelos repelentes al agua frente a suelos más hidrofílicos, aunque la relación entre ambos parámetros no pudo ser aislada de otros factores, como la humedad del suelo o el contenido en materia orgánica.

Jordán *et al.* (2009) analizaron la relación entre la repelencia al agua y la pérdida de suelo mediante simulación de lluvia en áreas del Eje Neovolcánico de México, y observaron que la respuesta hidrológica está relacionada con el grado de repelencia al agua de los suelos estudiados. Aunque no se encontró una correlación significativa entre la persistencia de la repelencia y la tasa de escorrentía, sí se observó que el flujo superficial era más intenso en suelos repelentes al agua que en suelos hidrofílicos (Figura 17).



Figura 16. Erosión de suelo en una plantación de *Pinus rigida*, en Estados Unidos (Neary *et al.*, 2005).

Mediante experimentos de simulación de lluvia, Jordán *et al.* (2009) determinaron una buena correlación entre la tasa de escorrentía y la pérdida de suelo. Encontraron que, como promedio, la pérdida de suelo se incrementaba en más del 40 % en los suelos repelentes al agua que en los hidrofílicos. Sin embargo, se ha observado que la distribución espacial de áreas repelentes e hidrófilas constituía un mosaico o patrón discontinuo (Figura 18) que se mostraba efectivo a la hora de “recoger” e infiltrar el agua procedente de zonas hidrófobas (Jordán *et al.*, 2008; Jordán *et al.*, 2009). Estudios a una escala de cuenca son necesarios para confirmar y precisar estos datos.

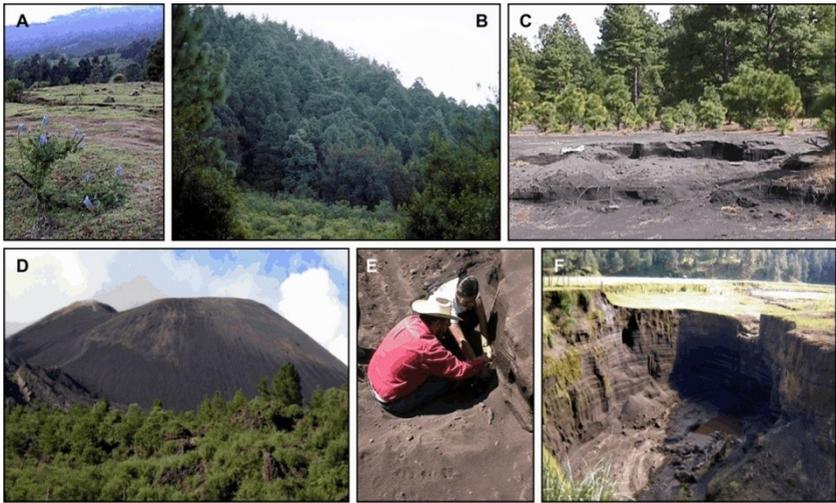


Figura 17. A: vista de una ladera del volcán Tancitaro mostrando el pastizal de cumbre y el bosque de *Abies religiosa* (fotografía: A.L. Nava). **B:** bosque de *Abies religiosa* aproximadamente a 3300 m sobre el nivel del mar (fotografía: A. Jordán). **C:** deslizamientos en áreas hidrófilas cubiertas por cenizas del volcán Parícutín (fotografía: A. Jordán). **D:** vista del cono volcánico del Parícutín (3170 m sobre el nivel del mar en el cráter; fotografía J. Castañeda). **E:** perfil de suelo desarrollado sobre cenizas en el área del volcán Parícutín (fotografía: A.L. Nava). **F:** procesos de erosión en el área del Parícutín (fotografía; J. Castañeda). A partir de Jordán *et al.* (2009).

El papel de la repelencia al agua en la erosión del suelo es especialmente alto en el caso de suelos afectados por incendios de alta intensidad, en los que la infiltración puede verse drásticamente reducida (Campbell *et al.*, 1977; Rulli & Rosso, 2007), incluso en suelos con abundantes macroporos (Imeson *et al.*, 1992). En el caso de fuegos de baja intensidad, el impacto es menor, y el tiempo de recuperación de las propiedades previas al fuego tiene más que ver con la recuperación natural de la vegetación (Hudson *et al.*, 1983). Aumentos en la tasa de escorrentía tras el fuego se han observado en suelos y cuencas de diferentes características (Anderson *et al.*, 1976; Campbell *et al.*, 1977;

Nasseri, 1988; Inbar *et al.*, 1988; Cerdà, 1998). En el caso de los suelos mediterráneos, la recuperación de la vegetación y la regeneración de la capa de hojarasca, así como de las características del suelo previas al fuego, puede ser bastante rápida (Fuentes *et al.*, 1994; Cerdà, 1998), lo que demuestra la adaptación de estos ecosistemas a los fuegos naturales (Naveh & Lieberman, 1984).

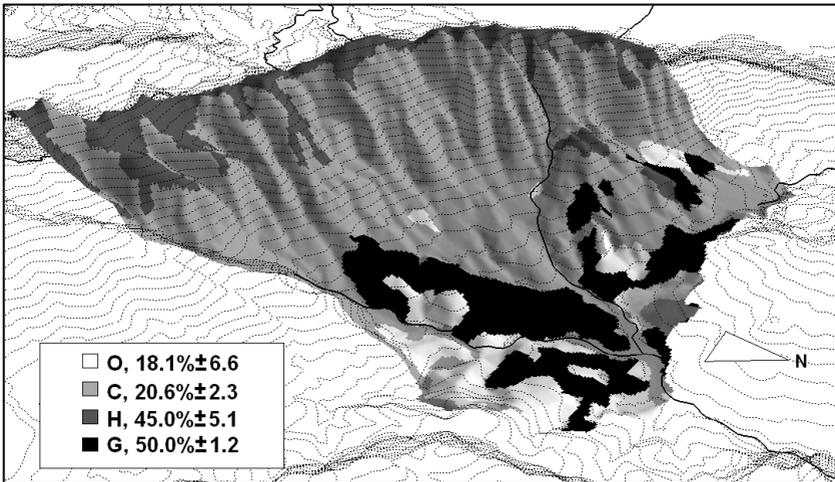


Figura 18. Vista en 3D de la distribución espacial de tipos de vegetación y coeficientes medios de escorrentía (\pm error estándar) determinados mediante simulación de lluvia en una ladera de la Sierra de Algeciras, Cádiz. C: alcornocal; H: brezal; G: pastizal; O: bosque mixto de alcornocales y acebuches. A partir de Jordán *et al.*, 2008.

Un parámetro fuertemente relacionado con la erosión del suelo es la estabilidad de los agregados. El grado de estabilidad de los agregados es uno de los factores que más fuertemente influyen sobre la erosionabilidad. Además condiciona la infiltración, y por tanto afecta a la tasa de escorrentía y la erosión. La estabilidad estructural se convierte tras los incendios, debido a la eliminación de la cubierta vegetal y la hojarasca, en una característica clave en la gestión del agua y la pérdida de nutrientes y materiales del suelo (Mataix-Solera *et al.*, 2009). En un principio la combustión de la materia orgánica en incendios de alta intensidad llevaría a la destrucción de agregados, teniendo en cuenta el importante papel de ésta en la agregación (Oades, 1993).



Figura 19. Erosión tras un incendio en el Parque Natural Los Alcornocales, Tarifa, en 1993 (fotografía: L.M. Zavala).



Figura 20. Vertiente deforestada tras un incendio en un alcornocal en el Parque Natural Los Alcornocales, Algeciras, en 2006 (fotografía: A. Jordán).

Sin embargo en muchos casos, se ha observado lo contrario, es decir valores de estabilidad superior en los suelos quemados comparando con los valores de los suelos controles de referencia, lo que puede deberse a distintas causas, como el tipo de incendio, cambios en la mineralogía de la fracción arcilla, destrucción de agregados por la combustión de la materia orgánica, y selección de los más resistentes (Guerrero *et al.*, 2001, Mataix-Solera y Doerr, 2004; Arcenegui *et al.*, 2008). Otra posible explicación es que la presencia de compuestos hidrofóbicos puede aumentar la estabilidad de agregados al impedir el humedecimiento y la pérdida de estabilidad como consecuencia de la humedad (Chenu *et al.*, 2000; Hallett *et al.*, 2001; Mataix-Solera y Doerr, 2004; Arcenegui *et al.*, 2008).

1.2.4.3 Flujo preferencial

Dekker & Ritsema (2000) demostraron que variaciones de la repelencia al agua a una escala de centímetros en la superficie del suelo pueden causar la aparición de vías de infiltración o flujo preferencial en el perfil del suelo. Este hecho es particularmente interesante, dado que de este modo el volumen de suelo entre estas vías de flujo puede permanecer virtualmente seco incluso durante períodos de lluvia intensa o toda una estación húmeda, con fuertes implicaciones tanto hidrológicas o geomorfológicas como nutricionales.

El flujo preferencial consiste en el movimiento vertical del agua a través de “caminos” hidrófilos a través de una matriz hidrófoba. Estos caminos pueden originarse como consecuencia de grietas, macroporos, galerías excavadas, relleno de huecos de antiguas raíces, discontinuidades texturales y otras causas (Ritsema *et al.*, 1993). Bauters *et al.* (1998) describieron la presencia de vías de flujo preferencial en suelos con distinto grado de repelencia, mientras que los suelos no repelentes al agua muestran un frente de mojado uniforme y más o menos paralelo a la superficie. Cuando el encharcamiento de agua sobre una superficie hidrófoba alcanza un punto en que la presión de la columna de agua fuerza la infiltración, o el flujo lateral alcanza un punto de escasa hidrofobicidad, se produce la infiltración a través de estas vías de flujo preferencial, originándose un frente de mojado irregular. Como consecuencia, un suelo puede no mojarse completamente a pesar de la infiltración de una cantidad importante de agua, ya que ésta discurre canalizada por macroporos y grietas (DeBano, 1971; Burch *et al.*, 1989), disminuyendo el riesgo de erosión (Walsh *et al.*, 1995). Jordán *et al.* (2009) analizaron la forma del frente de mojado y la existencia de vías de flujo preferencial en suelos volcánicos de México, encontrando que los suelos con distintos grados de repelencia al agua mostraban frentes de mojado muy irregulares, con distinto grado de penetración en función de diversas variables, como la textura, la densidad aparente, la frecuencia de macroporos y la humedad. Sin embargo, los suelos con un grado de repelencia al agua bajo o nulo mostraron frentes de mojado homogéneos y con una velocidad de penetración uniforme (Figura 21).

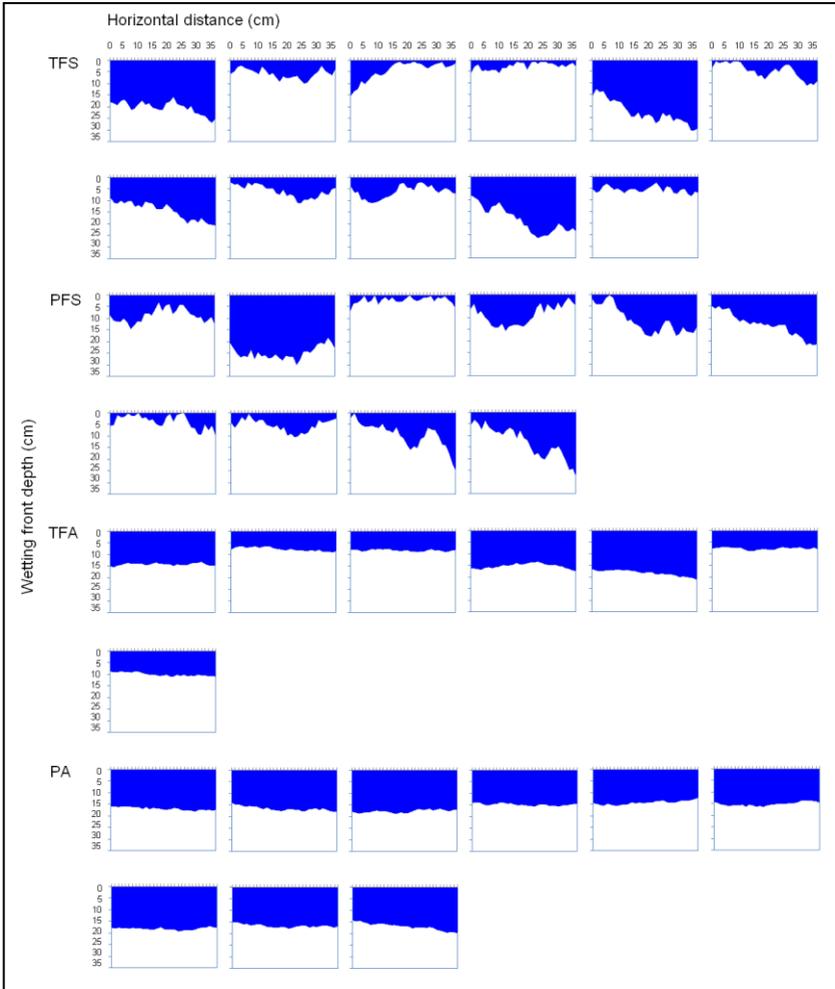


Figura 21. Frentes de mojado tras experimentos de simulación de lluvia (90 mm h^{-1}) en suelos repelentes al agua bajo bosque de abetos, pinos y encino desarrollados sobre lavas (TFS), suelos repelentes al agua bajo pino y encino, desarrollados sobre lavas y sedimentos piroclásticos (PFS), suelos hidrófilos bajo abeto, pino y Encino desarrollados sobre cenizas (TFA) y suelos hidrófilos desnudos desarrollados sobre cenizas volcánicas (PA) (Jordán *et al.*, 2009).

2 VARIACIONES ESTACIONALES EN LA INTENSIDAD Y PERSISTENCIA DE LA REPELENCIA AL AGUA DEL SUELO EN RELACIÓN CON EL TIPO DE VEGETACIÓN Y LOS PARÁMETROS EDÁFICOS *

*Zavala, L.M., **González, F.A.**, Jordán, A., 2009. Intensity and persistence of water repellency in winter and summer in relation to vegetation types and soil parameters in Mediterranean SW Spain. *Geoderma* 152:361-374.

2.1 INTRODUCCIÓN

Como ya se ha comentado, la repelencia al agua del suelo es un factor que ha sido observado en diferentes regiones, climas, tipos de suelo y de vegetación por muchos investigadores (Wallis & Horne, 1992; DeBano, 2000; Doerr *et al.*, 2000; Jaramillo *et al.*, 2000). La repelencia al agua del suelo se ve afectada por varios factores bióticos y abióticos. Algunos de los factores bióticos más importantes son la presencia de compuestos orgánicos hidrofóbicos liberados por las raíces y otros tejidos de las plantas (Dekker & Ritsema, 1996a; Doerr *et al.*, 1998), la actividad fúngica (Savage *et al.*, 1969; Jex *et al.*, 1985), o las tasas de mineralización/humificación (McGhie & Posner, 1981). Los incendios forestales (Doerr *et al.*, 2006), la textura del suelo y la humedad son también factores abióticos que afectan a la RA (Doerr *et al.*, 2000).

Algunas de las consecuencias de la repelencia al agua del suelo son la reducción de la tasa de infiltración, el aumento de la escorrentía superficial, la erosión y la existencia de frentes de humectación irregulares y presencia de vías de flujo preferencial (Burch *et al.*, 1989; Imeson *et al.*, 1992; Ritsema *et al.*, 1993; Jordán *et al.*, 2008). La importancia de estos efectos está fuertemente relacionada con la severidad y la variabilidad espacial de la repelencia al agua del suelo (Jungerius & de Jong, 1989; Ritsema & Dekker, 1994).

Aunque la presencia de la repelencia al agua del suelo está a menudo unida a la acción del fuego, un grado severo de repelencia al agua del suelo no está siempre confinado a sitios quemados, pudiendo variar el grado de repelencia según el uso o la vegetación. Como ha sido puesto de manifiesto en algunos estudios, la hojarasca constituye una fuente de sustancias hidrofóbicas (Reeder & Jurgensen, 1979; McGhie & Posner, 1981). Sin embargo, otros estudios han relacionado la repelencia al agua del suelo con procesos derivados de la actividad de las raíces (Ritsema & Dekker, 1994; Doerr *et al.*, 1998). A causa de las resinas, ceras y otros compuestos orgánicos presentes en sus tejidos, árboles de hoja perenne

como los eucaliptos o las coníferas también se han asociado a menudo con la presencia de repelencia al agua en el suelo (Mataix-Solera & Doerr, 2004), aunque ésta se ha observado también bajo otros tipos de vegetación como brezales templados (Mallik & Rahman, 1985) o matorrales mediterráneos (Mataix-Solera *et al.*, 2007; Jordán *et al.*, 2008). Varios autores han estudiado la relación entre la materia orgánica del suelo y el grado de repelencia al agua del suelo, obteniendo resultados contradictorios. Probablemente, las propiedades o el tipo de materia orgánica son más importantes que su cantidad en sí (Doerr *et al.*, 2000). Además, está aceptado ampliamente que el pH del suelo afecta a la repelencia al agua del suelo. Roberts & Carbon (1971) concluyeron que la repelencia al agua del suelo no se desarrolla bajo pH básico; Mataix-Solera *et al.* (2008) han sugerido que la probabilidad de encontrar repelencia al agua inducida por el fuego en suelos calcáreos es relativamente más baja que en otros tipos de suelo. Sin embargo, algunos autores han encontrado que la repelencia al agua del suelo no está restringida a los suelos ácidos. Mataix-Solera & Doerr (2004) y Mataix-Solera *et al.* (2007) han analizado la presencia de repelencia al agua del suelo en suelos calcáreos mediterráneos afectados por fuegos. Por lo tanto, resulta evidente que es necesario investigar cómo la materia orgánica y el pH modulan el efecto de la vegetación en la repelencia al agua del suelo.

En general, se acepta que la repelencia al agua del suelo es una consecuencia del recubrimiento de las partículas o los agregados del suelo por sustancias orgánicas hidrofóbicas. Por lo tanto, los suelos en que predominan partículas de una baja superficie específica (como los suelos arenosos) deberían ser más susceptibles de desarrollar repelencia al agua del suelo que otros, como pusieron de manifiesto Roberts & Carbon (1972), entre otros autores. A pesar de ésto, ha venido haciéndose más evidente durante los últimos años que incluso una repelencia severa no es poco común en suelos con una considerable proporción de arcilla. Dekker & Ritsema (1996b) estudiaron la existencia de vías de flujo preferencial en suelos arcillosos repelentes al agua bajo vegetación herbácea, y encontraron que el interior de de los agregados mantenía carácter hidrofílico. McGhie & Posner (1980) observaron que suelos con más de un 20 % de arcilla mantenían un grado severo de

repelencia al agua, pero sólo cuando existía cierta cantidad de residuos vegetales. La existencia de partículas orgánicas finas, la reducción de la superficie disponible para ser recubierta por una capa orgánica hidrofóbica o, simplemente, una mayor cantidad de materia orgánica que recubra las partículas y agregados finos son algunas posibles explicaciones a este hecho.

Aunque la repelencia al agua del suelo se ha asociado a menudo a tipos de uso o vegetación concretos, no puede asumirse que determinadas especies siempre actúen como inductoras de la repelencia al agua del suelo bajo condiciones naturales. La relación entre la repelencia y las especies vegetales no es siempre directa a causa de un amplio grupo de hongos y otros microorganismos que parecen asociarse a la repelencia al agua del suelo de distintas maneras (Doerr *et al.*, 2000).

La persistencia de la repelencia al agua del suelo (es decir, con qué fuerza una gota de agua es rechazada por el suelo tras su aplicación; ver Doerr, 1998) no es una propiedad estática del suelo, pero sí se sabe que puede sufrir variaciones estacionales o a corto plazo. Está aceptado que la repelencia al agua del suelo es alta cuando los suelos están secos, y decrece o llega a desaparecer cuando la humedad del suelo se incrementa (Bond & Harris, 1964; Ritsema & Dekker, 1994). Por lo tanto, una lluvia tras un período prolongado de sequía puede producir un flujo de escorrentía anormalmente alto (Jungerius & Dekker, 1990; Imeson *et al.*, 1992; Doerr *et al.*, 2003). Doerr & Thomas (2000) observaron patrones estacionales en la repelencia al agua del suelo correlacionados a patrones de precipitación, actividad biológica o variaciones estacionales durante los ciclos de humectación y secado. Dekker *et al.* (2001) encontraron que la repelencia al agua del suelo puede variar de acuerdo a la humedad del suelo, y que su presencia está delimitada por umbrales de humedad específicos de cada tipo de suelo. No obstante, algunos autores han obtenido conclusiones que contradicen esta afirmación. Jex *et al.* (1985) observaron que en suelos que la repelencia está asociada a actividad fúngica o de otros microorganismos, ésta puede sufrir un incremento inicial con el aumento de humedad y desaparecer progresivamente mientras el suelo se humedece, ya que después de un período seco, una baja humectación incrementa la actividad biológica.

A pesar de su presencia en la región mediterránea, la repelencia al agua del suelo ha sido poco estudiada en áreas mediterráneas subhúmedas (Jordán *et al.*, 2008; Martínez-Zavala & Jordán-López, 2009). En este trabajo se estudia la persistencia de la repelencia al agua del suelo (el tiempo necesario para que una gota de agua se infiltre en el suelo) y su intensidad bajo diferentes especies vegetales en un área subhúmeda mediterránea. Los objetivos de esta investigación son [1] estudiar la persistencia y la intensidad de la repelencia al agua en muestras de suelo recogidas bajo distintas especies, [2] analizar las relaciones entre la repelencia al agua del suelo y factores ambientales como el contenido en materia orgánica, la acidez y la textura del suelo, y [3] estudiar las variaciones de la repelencia al agua en muestras de suelo recogidas en las estaciones húmeda y seca en el área de estudio.



Figura 22. Área de estudio y localización de los puntos de muestreo. Cada símbolo marca dos puntos separados por 50 m.

2.2 MÉTODOS

2.2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo de campo se llevó a cabo en la Sierra del Algibe, en el Parque Natural Los Alcornocales (Cádiz-Málaga), en un área situada aproximadamente en las coordenadas 36.5° N y 5.6° O, con una elevación comprendida entre 450 y 1100 m sobre el nivel del mar (Figura 22). El área de estudio forma parte de sistema montañoso que posee un relieve muy irregular, con una elevación máxima de 1092 m (Pico El Algibe). El sustrato litológico está formado principalmente por areniscas silíceas (Oligo-Mioceno), sobre las que se desarrollan suelos ácidos pobres en nutrientes (principalmente Cambisoles, Regosoles y Leptosoles, según WRB, 2006; ver Jordán, 2000; Jordán *et al.*, 1998) y sedimentos arcillosos (Neocomiense-Cretácico tardío) con abundantes nódulos de óxidos de manganeso y hierro, carbonatos y restos de *Tubotomaculum* (corales fósiles epigenizados y recubiertos de óxidos de hierro y manganeso). El clima es de tipo mediterráneo, con inviernos frescos y húmedos y veranos cálidos y secos (Figura 23). De forma aproximada, la precipitación anual oscila entre 665 mm en los valles y 1210 mm en las zonas de mayor elevación (Jordán & Bellinfante, 2000). Además de otras circunstancias, la elevada precipitación contribuye a la acidez del suelo y a un alto contenido en materia orgánica. La temperatura media mensual es suave, 16-18 °C. La temperatura media mensual es máxima en agosto, 31 °C, y mínima en enero, 5°C. En verano, las laderas interceptan el viento dominante húmedo procedente del sureste, que llega directamente desde el mar Mediterráneo, lo que reduce la severidad de la sequía estival en algún grado gracias al efecto spray.

La vegetación en la sierra se distribuye siguiendo un mosaico irregular (Figura 24). La mayoría de las laderas están cubiertas por una masa densa de *Quercus suber* (alcornoque), *Q. canariensis* (quejigo) y *Q. pyrenaica* (melojo, localmente abundante). Las cimas y zonas altas y expuestas de las laderas están cubiertas por matorrales abiertos, dominados por especies como *Erica australis*, *Calluna vulgaris*, y *Genista tridentata*, entre otras. *Q. suber* y *Olea europaea* (acebuche) constituyen

bosque mixtos en los valles y laderas bajas, donde los suelos son más arcillosos y profundos. *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinea* son localmente frecuentes en el área, como resultado de proyectos de reforestación iniciados a lo largo de los últimos 50 años. Los principales tipos de aprovechamiento en el área son la extracción de corcho del alcornoque cada 5-9 años, la ganadería, la caza y el eco-turismo.

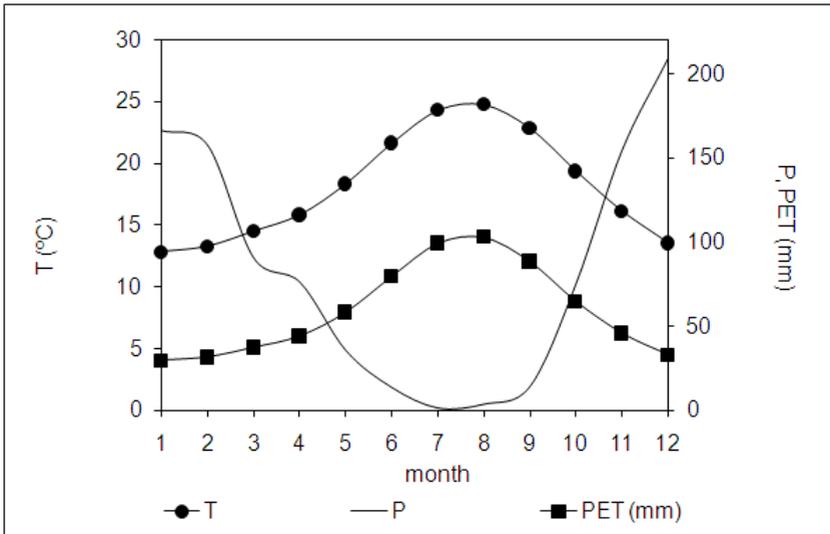


Figura 23. Temperatura media mensual (T), precipitación (P) y evapotranspiración potencial (EPT) registradas en la estación meteorológica de Algeciras (5°30' W, 36°5' N).

Las características ambientales del área (irregularidad del clima, suelos arenosos y alto contenido en materia orgánica del suelo), así como la frecuencia de incendios forestales son factores que favorecen el desarrollo de la repelencia al agua del suelo.

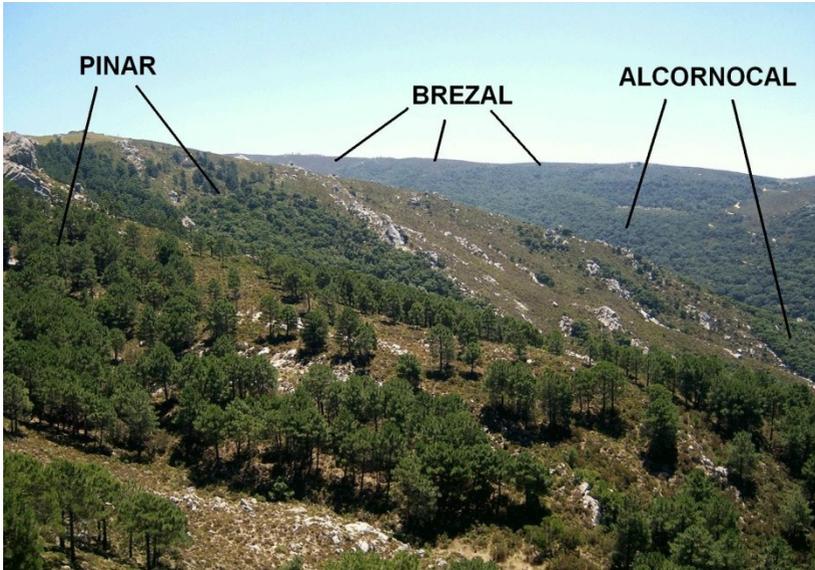


Figura 24. Vista de una de las áreas muestreadas con diferentes tipos de uso.

2.2.2 MUESTREO DE SUELOS

Se seleccionaron 15 pares de puntos (30 puntos en total) aleatoriamente situados dentro del rango de distribución de cada una de las especies consideradas (*Quercus suber*, *Pinus pinaster*, *Olea europaea*, *Erica australis*, y *Eucalyptus globulus*) que fueron georreferenciados y marcados. La distancia entre los dos puntos de cada par fue de 15 m. Se recogió una muestra de la superficie del suelo (0-5 cm de profundidad) en cada uno de estos puntos durante el invierno de 2007 (20 de enero - 11 de febrero) y el verano de 2008 (10 de julio - 24 de julio). La precipitación mensual durante diciembre de 2006 y enero de 2007 fue de 203 y 159 mm, respectivamente. Para realizar los ensayos de repelencia al agua se recogieron muestras triplicadas en un área circular

de 0.5 m de radio a partir de cada punto marcado. La distancia entre los puntos de muestreo en invierno y verano fue de 50 - 100 cm.

2.2.3 ANÁLISIS DE SUELO

El contenido de agua en el suelo se determinó gravimétricamente en las muestras originales. Una parte de cada muestra recogida en invierno se reservó para su análisis químico y textural. Cada una de estas submuestras se dejó secar a 25 °C hasta peso constante y posteriormente fue tamizada (2 mm) para eliminar las partículas gruesas. Se midió la acidez del suelo (pH) en agua desionizada (1:2.5 suelo:agua). El carbono orgánico se determinó mediante el método de Walkley-Black (Walkley & Black, 1934). El nitrógeno total se determinó mediante el método Kjeldahl y se calculó la relación C/N. Previamente a la determinación de la textura se eliminó la materia orgánica con H₂O₂ (6 %). La proporción de partículas de tamaño superior a 2 mm se determinó mediante tamizado en húmedo y la distribución de tamaños de partícula según USDA (2004).

2.2.4 PERSISTENCIA DE LA REPELENCIA AL AGUA (TEST DEL TIEMPO DE PENETRACIÓN DE LA GOTA DE AGUA, WDPT)

Las muestras de suelo (a humedad de campo) se extendieron y se mantuvieron bajo condiciones estándar de laboratorio durante 24 h (20 °C, 1 atm, humedad relativa del 50 %) para eliminar la interferencia de efectos potenciales de la humedad atmosférica precedente en la hidrofobicidad (Doerr *et al.*, 2002). Tras este período, la variación en la humedad del suelo de todas las muestras fue menor del 2 %, y fue despreciable en la mayoría de los casos.

Para realizar una estimación de la variación estacional de la persistencia de la repelencia al agua del suelo bajo las diferentes especies, se realizó el test de penetración de la gota de agua (WDPT), según el método desarrollado por Wessel (1988). El WDPT consiste en situar una gota de agua destilada sobre la superficie del suelo y registrar el tiempo que tarda en infiltrarse completamente. El WDPT, por tanto, mide cuanto

tiempo persiste la repelencia al agua en una superficie porosa. De acuerdo con Letey *et al.* (2000), el WDPT es una medida del tiempo requerido por el ángulo de contacto para cambiar su valor inicial, mayor de 90 °, hasta un valor aproximado a 90 °, momento en el que en teoría tiene lugar la infiltración. De esta manera, el WDPT se relaciona con las implicaciones hidrológicas de la repelencia al agua del suelo, ya que el tiempo requerido por las gotas de lluvia para infiltrarse afecta a la tasa de escorrentía superficial.

Para cada test WDPT, una pequeña cantidad de suelo se colocó en un recipiente cilíndrico metálico y se niveló. Sobre muestras triplicadas se aplicaron 4 gotas de agua destilada (20 °C) mediante una jeringuilla hipodérmica. En cada caso se anotó el tiempo de infiltración de cada gota y se tomó el promedio de las cuatro como representativo de cada muestra. Se consideraron suelos repelentes al agua aquellos en que la infiltración ocurría después de los primeros 5 s (DeBano, 1981). Los resultados del WDPT se clasificaron como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Clases de repelencia al agua según los métodos WDPT y EPT, a partir de Bisdom *et al.* (1993) y Doerr (1998).

WDPT			EPT		
Clase	Tiempo	Grado	Clase	Etanol%	Grado
1	0-5 s	Hidrofílico	1	0.0	Muy hidrofílico
2	5-60 s	Ligeramente repelente	2	3.0	Hidrofílico
3	60-600 s	Fuertemente repelente	3	5.0	Ligeramente hidrofóbico
4	600s - 1 h	Severamente repelente	4	8.5	Moderadamente hidrofóbico
5	1 -3 h	Extremadamente repelente	5	13.0	Fuertemente hidrofóbico
6	3 - 6 h	Extremadamente repelente	6	24.0	Muy fuertemente hidrofóbico
7	> 6 h	Extremadamente repelente	7	36.0	Extremadamente hidrofóbico

2.2.5 INTENSIDAD DE LA REPELENCIA AL AGUA (TEST DEL PORCENTAJE DE ETANOL, EPT)

La variación estacional de la intensidad de la repelencia al agua del suelo se analizó mediante el test del porcentaje de etanol (EPT). Una porción de cada muestra de suelo recogida en invierno y verano se preparó de manera similar a la del método WDPT. El EPT proporciona una medida indirecta de la tensión superficial del suelo y, por lo tanto, indica la intensidad de la repelencia al agua del suelo. Para realizar el test, gotas de soluciones con distinta concentración de etanol se colocan sobre la superficie del suelo y se observa si se produce su infiltración durante unos segundos (Watson & Letey, 1970). Gotas con una tensión superficial mayor que la de la superficie del suelo (ángulo de contacto $> 90^\circ$) permanecerán sobre la superficie sin infiltrarse, mientras que gotas con una tensión superficial menor (ángulo de contacto $\leq 90^\circ$) se infiltrarán instantáneamente. Recientemente, este umbral del ángulo de contacto ha sido puesto en duda por Shirtcliffe *et al.* (2006), quienes demostraron que la infiltración puede ocurrir con ángulos de contacto considerablemente menores de 90° , dependiendo de factores como la forma o la granulometría de las partículas del suelo. La aplicación de gotas con tensión superficial creciente (concentraciones de etanol decrecientes) hasta que una de las gotas resiste la infiltración permite la clasificación del suelo en una categoría determinada de tensión superficial entre dos concentraciones de etanol. Es decir: se asume que la solución cuya gota se infiltra dentro de un intervalo corto de tiempo tiene una tensión superficial que permite su infiltración con un ángulo de contacto menor de 90° (Letey *et al.*, 2000). En este estudio, gotas con concentración creciente de etanol (0.0, 3.0, 5.0, 8.5, 13.0, 24.0, y 36.0 %) fueron aplicadas sobre la superficie de muestras de suelo mediante una jeringuilla hipodérmica hasta que una de las gotas se infiltró dentro de los primeros 3 s tras su aplicación. Este intervalo de tiempo se ha escogido según los criterios de Crockford *et al.* (1991) y Doerr (1998). Las clases de EPT se clasificaron como se observa en la Tabla 2.

2.2.6 ANÁLISIS DE DATOS

El análisis de los datos incluyó correlaciones, regresiones y ANOVA. La normalidad y la homocedasticidad se comprobaron previamente según los tests de Shapiro-Wilk (Shapiro *et al.*, 1968) y Brown-Forsyth (Brown & Forsyth, 1974), respectivamente. Ya que la mayoría de las variables no satisfacían estos requerimientos, se utilizaron tests alternativos no paramétricos: test U de Mann-Whitney (Mann & Whitney, 1947) y ANOVA de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952). Este procedimiento está de acuerdo con las observaciones de Scott (2000), quien demostró que los análisis basados en el test WDPT son fuertemente bimodales y no presentan normalidad. Cuando la hipótesis nula del ANOVA de Kruskal-Wallis fue rechazada, se realizaron comparaciones *pos-hoc* para investigar las diferencias entre pares de medias. Se calculó el coeficiente de correlación de rangos de Spearman para examinar la relación entre los parámetros estudiados. Todos los análisis se realizaron utilizando el paquete estadístico STATGRAPHICS Plus for Windows 5.1 (SG Corp., 1994-2000).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 CARACTERIZACIÓN DEL SUELO EN LOS PUNTOS EXPERIMENTALES

Las principales características de los puntos experimentales se muestran en la Tabla 3. El análisis ANOVA detectó la existencia de diferencias significativas entre los distintos puntos de muestreo según el tipo de uso.

La proporción de elementos gruesos observada en el suelo osciló entre 0 y 28 %, aunque se observaron diferencias significativas entre puntos bajo distintos tipos de uso. El promedio de la proporción de elementos gruesos bajo brezal fue de 20.0 ± 4.7 %. No se detectaron diferencias significativas entre suelos bajo alcornocal, eucaliptal y pinar, con un promedio del 6 %. La proporción de elementos gruesos en suelos bajo acebuche fue relativamente baja (2.1 ± 0.4 %).

La textura de los suelos observados fue franca arenosa (suelos bajo alcornocal y eucaliptal), areno arcillosa (acebuchal y pinar) o franca (brezal). El contenido en arcilla de las muestras osciló entre 1.0 y 43.0 % (18.9 ± 7.3 %, como promedio). Bajo las diferentes especies, el promedio de la proporción de arcilla varió entre 11.1 ± 5.8 % (alcornocal) y 22.2 ± 6.2 % (acebuchal).

La humedad media del suelo en verano fue aproximadamente 20 veces menos que en invierno (1.1 frente a 20.7 %), pero no se detectaron diferencias significativas en suelos bajo los diferentes tipos de uso.

En general, el contenido en carbono orgánico fue relativamente alto, con un valor medio de 9.4 %. El contenido más alto se midió en suelos bajo pinar, brezal y alcornocal (10.8 ± 3.7 , 10.7 ± 4.2 , y 9.9 ± 4.5 %, respectivamente). En suelos bajo acebuche y eucalipto, la proporción de carbono orgánico fue relativamente más baja (7.9 ± 3.3 y 7.6 ± 3.3 %, respectivamente).

Las tasas de mineralización fueron relativamente bajas, especialmente bajo brezal (C/N 22.8 ± 1.1) y pinar (C/N 21.3 ± 1.3).

La mayoría de los suelos mostró una relativa acidez en la mayoría de los puntos, con promedios de pH entre 6.1 y 6.8, excepto para suelos bajo acebuche (pH 7.2 ± 0.2).

Repelencia al agua en suelos mediterráneos

Tabla 3. Media y desviación estándar (DE) para la proporción de elementos gruesos (EG), proporción de arena, de arcilla, humedad del suelo en invierno (SMw), en verano (SMs), carbono orgánico, relación C/N y pH.

		EG (%)	Arena (%)	Arcilla (%)	SMw (%)	SMs (%)	C (%)	C/N	pH
Alcornoque	Media	6.2b	66.3d	11.1a	22.9	1.2	9.9b	15.7b	6.8d
	DE	4.3	7.0	5.8	7.1	0.7	4.5	1.2	0.2
Eucalipto	Media	7.2b	61.4c	17.9b	17.0	0.8	7.6a	18.3c	6.5c
	DE	3.3	4.9	4.4	5.7	0.4	3.3	1.2	0.1
Brezo	Media	20.0c	42.9a	21.6c	21.8	1.1	10.7b	22.8e	6.1a
	DE	4.7	3.4	4.7	8.3	0.6	4.2	1.1	0.1
Acebuches	Media	2.1a	57.4b	22.2c	21.5	1.1	7.9a	12a	7.2e
	DE	0.4	10.9	6.2	8.4	0.7	3.3	0.8	0.2
Pino	Media	5.7b	60.6bc	21.8c	20.2	1.1	10.8b	21.3d	6.3b
	DE	3.3	8.3	8.5	8.7	0.5	3.7	1.3	0.2
Todos los grupos	Media	8.2	57.7	18.9	20.7	1.1	9.4	18.0	6.6
	DE	7.1	10.8	7.3	7.9	0.6	4.0	4.0	0.4
Kruskal-Wallis, p		**	**	**			*	**	**
Kruskal-Wallis ANOVA: * ($p \leq 0.01$), ** ($p \leq 0.001$). Valores medios en la misma columna seguidos por la misma letra no mostraron diferencias significativas.									

2.3.2 PERSISTENCIA DE LA REPELENCIA AL AGUA (TEST WDPT)

La Tabla 4 muestra la frecuencia de las clases de WDPT en los puntos estudiados, tanto en invierno como en verano. Puede observarse que el WDPT muestra una gran variación entre diferentes tipos de uso. Durante el invierno, el 57 % de las muestras bajo acebuches y el 3 % bajo pino se clasificaron como hidrofílicas, ya que durante los tests WDPT las gotas se infiltraron dentro de los primeros 5 segundos. Las muestras bajo eucalipto y brezo mostraron un rango más amplio de variación de la persistencia de la repelencia al agua. En verano, estos datos fueron bastante similares, excepto para suelos bajo pino (en los que todas las muestras se clasificaron como repelentes al agua) y olivar (en las que el porcentaje de muestras hidrofílicas descendió hasta el 40

Variaciones estacionales de la repelencia al agua

%). Una fuerte o extrema repelencia al agua fue determinada en invierno en suelos bajo pino (87 % de los puntos), alcornoque (84 %), eucalipto (93 %) y acebuche (solamente 10 %). En verano, sin embargo, estos porcentajes se incrementaron hasta el 90 % bajo pinar, 94 % bajo alcornoque, 97 % bajo eucalipto y 20 % bajo acebuche. Todas las muestras de suelo bajo brezo mostraron una repelencia al agua fuerte o extrema tanto en invierno como en verano.

Tabla 4. Frecuencia de clases de WDPT en muestras a humedad de campo recogidas entre 0 y 5 cm de profundidad en invierno (W) y verano (S) bajo los cinco tipos de vegetación estudiados. El número de muestras analizadas fue de 30 para cada tipo de vegetación en invierno y 30 en verano.

Clase de WDPT	Pino		Alcornoque		Eucalipto		Brezos		Acebuche	
	W	S	W	S	W	S	W	S	W	S
1	1	0	7	7	0	0	0	0	17	12
2	3	3	4	1	2	1	0	0	10	12
3	3	3	7	6	5	5	0	0	3	6
4	6	4	9	6	5	3	2	0	0	0
5	6	1	6	7	6	2	2	4	0	0
6	3	4	3	3	4	3	6	1	0	0
7	8	15	0	6	8	16	20	25	0	0

Tabla 5. Frecuencia de clases de EPT en muestras a humedad de campo recogidas entre 0 y 5 cm de profundidad en invierno (W) y verano (S) bajo los cinco tipos de vegetación estudiados. El número de muestras analizadas fue de 30 para cada tipo de vegetación en invierno y 30 en verano.

Clase de EPT	Pino		Alcornoque		Eucalipto		Brezos		Acebuche	
	W	S	W	S	W	S	W	S	W	S
1	0	0	1	0	0	0	0	0	6	3
2	3	2	1	2	1	1	0	0	13	9
3	4	4	7	3	4	2	0	0	9	8
4	2	4	6	5	5	6	0	1	2	8
5	6	5	9	9	4	4	3	2	0	2
6	10	7	6	7	13	10	17	15	0	0
7	5	8	0	4	3	7	10	12	0	0

2.3.3 INTENSIDAD DE LA REPELENCIA AL AGUA (EPT)

La distribución de clases de EPT también mostró variaciones significativas según el tipo de uso (Tabla 5). Durante el invierno, solamente el 3 % de las muestras de suelo recogidas bajo alcornoque y el 20 % bajo acebuche se clasificaron como hidrofílicas. Durante el verano, la intensidad de la repelencia al agua del suelo fue ligeramente mayor, y sólo algunas de las muestras recogidas bajo acebuche se clasificaron como hidrofílicas (10 %). La intensidad de la repelencia al agua en verano resultó relativamente baja en muestras de suelo recogidas bajo acebuche y moderada o fuerte en la mayoría de los casos bajo pino (80 %), alcornoque (83 %) y eucalipto (90 %). Sin embargo, todas las muestras recogidas bajo brezo fueron clasificadas como moderada o extremadamente repelentes al agua.

2.3.4 RELACIÓN ENTRE LA PERSISTENCIA Y LA INTENSIDAD DE LA REPELENCIA AL AGUA DEL SUELO

La Tabla 6 muestra la distribución de frecuencias de clases de EPT correspondientes con cada clase de WDPT determinada en todas las muestras recogidas tanto en invierno como en verano. Los valores de la clase 7 de EPT (36 % de etanol) se corresponden con tiempos de penetración de la gota de agua superiores a 3 horas. Casi la totalidad (84 de 85) de las muestras de la clase 6 de EPT (24 % de etanol) se corresponden con tiempos de penetración mayores de 1 hora.

Además, en todas las muestras en las que el tiempo de penetración de la gota de agua fue inferior a 5 segundos fueron clasificadas en la primera clase de EPT (0 % de etanol, muy hidrofílicas). Casi el 50 % de las muestras pertenecientes a la clase 2 de EPT (3 % de etanol, hidrofílicas) mostraron tiempos de penetración de la gota de agua inferiores a 5 segundos (15 de 32 muestras). Por lo tanto, el valor de EPT determinado en las muestras parece estar correlacionado positivamente con la clase de WDPT: el coeficiente de correlación de rangos de Spearman entre la

clase de WDPT y EPT fue de 0.953 en invierno y de 0.901 en verano ($p \leq 0.001$, $n=150$).

La Figura 25 muestra la relación lineal entre las clases de WDPT y EPT para todas las muestras de suelo analizadas bajo diferentes usos, tanto en invierno como en verano. La correlación entre ambas variables fue significativa en el caso de alcornocal, eucaliptal y pinar durante el invierno, y alcornocal, eucaliptal, acebuchal y pinar durante el verano.

Tabla 6. Relación entre la frecuencia de clases de EPT y WDPT entre muestras a humedad de campo recogidas en invierno y verano. El número de muestras analizadas fue de 150 en cada período.

Período	Clase de WDPT	Clase de EPT						
		1	2	3	4	5	6	7
Invierno	1	7	10					
	2		8	13				
	3			11	7			
	4				8	14		
	5					8	12	
	6						21	3
	7						13	15
Verano	1	3	5	2				
	2		9	6	5			
	3			7	9	4		
	4				5	7	1	
	5					8	6	
	6			2	5	3	1	
	7						31	31

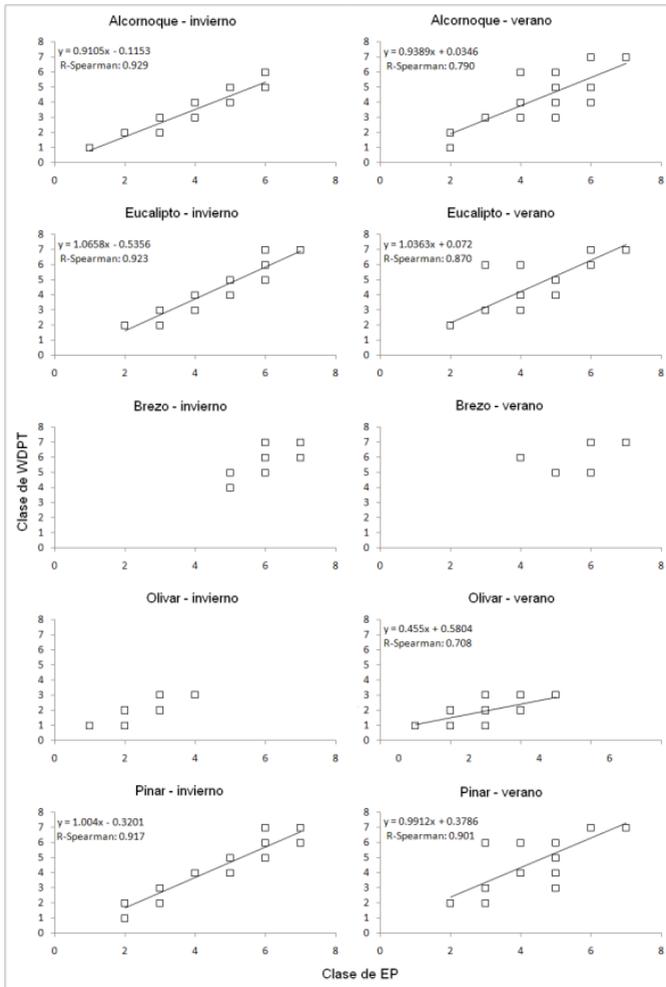


Figura 25. Relación entre las clases de WDP y EPT para muestras recogidas bajo diferentes especies en invierno y verano. Sólo se muestran las rectas de regresión significativas (Coeficiente de correlación de Spearman > 0.6 y $p \leq 0.001$). N = 30 para cada caso (algunos puntos están solapados en la gráfica).

2.3.5 INFLUENCIA ESTACIONAL DE LAS PROPIEDADES DEL SUELO EN LA REPELENCIA AL AGUA

La Tabla 7 muestra los coeficientes de correlación de rangos de Spearman entre la clase de WDPT y el contenido en humedad del suelo en invierno, verano, carbono orgánico, relación carbono/nitrógeno y pH en muestras de suelo bajo diferentes especies vegetales.

La humedad del suelo en invierno mostró una buena correlación con la persistencia de la repelencia al agua en suelos bajo pinar (coeficiente de correlación -0.841), alcornocal (-0.794) y eucaliptal (-0.764). La correlación entre la humedad del suelo y la clase de WDPT fue más pobre en el caso de suelos bajo brezal, pero significativa (-0.507). No se observaron correlaciones significativas en suelos bajo acebuche.

La correlación entre la humedad del suelo y la clase WDPT fue significativa para la mayoría de las muestras bajo diferentes tipos de uso durante el verano, pero, en general, también más débil. En el caso de suelos bajo pinar, alcornocal y eucaliptal, los coeficientes de correlación determinados oscilan en torno a -0.5. Por otro lado, bajo brezal y acebuchal no se observaron correlaciones significativas o éstas fueron muy pobres.

El contenido en carbono orgánico del suelo fue similar y relativamente alto en suelos bajo pinar, alcornocal y brezal (Tabla 3), en los que la correlación con la clase de WDPT fue significativa tanto en invierno como en verano. También se determinaron correlaciones significativas en suelos bajo eucalipto. La Figura 26 muestra la relación entre la clase de WDPT y el contenido en carbono orgánico. La razón C/N no mostró ninguna correlación significativa.

Tabla 7. Coeficientes de correlación de rangos de Spearman entre la clase de WDPT y el contenido en humedad del suelo en invierno (SMw), verano (SMs), carbono orgánico, relación carbono nitrógeno y pH en muestras de suelo bajo diferentes especies vegetales. ND: no determinado; (-): no significativo.

	Clase de WDPT	SMw	SMs	C	C/N	pH
Pino	Invierno	-0.841***	ND	0.904***	-	-0.896***
	Verano	ND	-0.527**	0.828**	-	-0.808**
Alcornoque	Invierno	-0.794***	ND	0.940***	-	-0.787***
	Verano	ND	-0.573**	0.940**	-	-0.812**
Eucalipto	Invierno	-0.764***	ND	0.803***	-	-0.871***
	Verano	ND	-0.501**	0.802**	-	-0.887**
Brezo	Invierno	-0.507**	ND	0.504**	-	-0.466**
	Verano	ND	-0.424*	0.570**	0.432*	-0.491**
Acebucho	Invierno	-	ND	-	-	-
	Verano	ND	-	-	-	-
p-values: * (p≤ 0.05), ** (p≤0.01), *** (p≤0.001).						

La correlación entre la acidez del suelo y la clase de WDPT en suelos bajo pino, alcornoque y eucalipto fue alta y significativa (Tabla 8). La Figura 27 muestra la relación entre las clases de WDPT y el pH, así como las líneas de regresión significativas. En suelos bajo brezal, donde el promedio de pH fue el más bajo y la mayoría de las muestras se clasificaron como extremadamente repelentes al agua, o bajo acebucho, donde el pH medio fue 7.2 y la mayoría de las muestras fueron hidrofílicas o ligeramente repelentes al agua, no se determinaron regresiones significativas.

Variaciones estacionales de la repelencia al agua

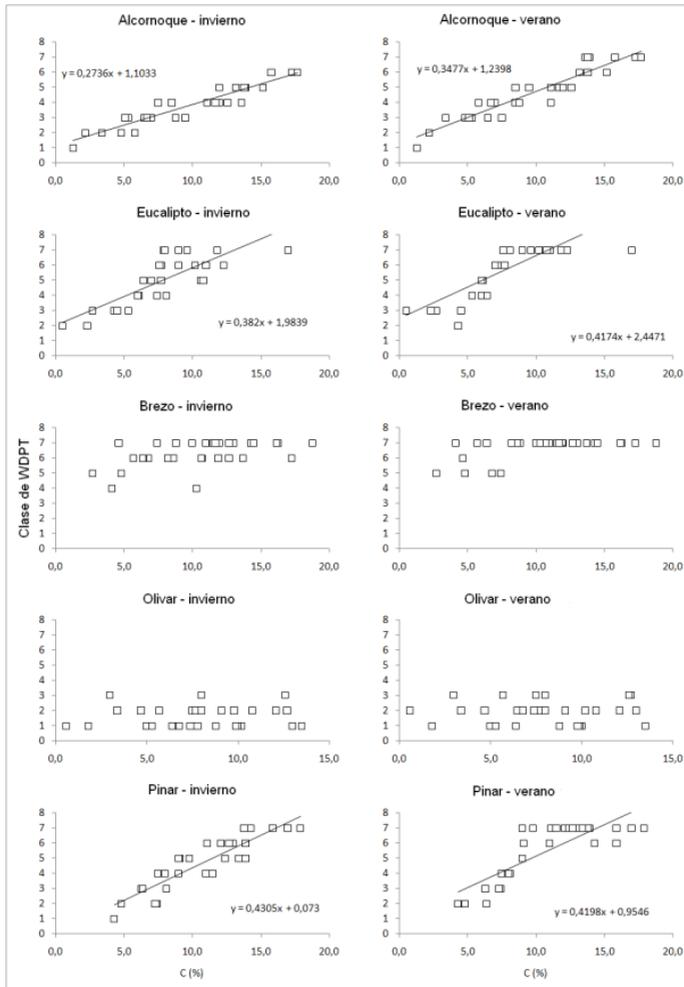


Figura 26. Relación entre la clase de WDPT y el contenido en carbono orgánico en muestras de suelo bajo diferentes especies recogidas en invierno y verano. Sólo se muestran las rectas de regresión significativas (Coeficiente de correlación de Spearman > 0.6 y $p \leq 0.001$). $N = 30$ para cada caso (algunos puntos están solapados en la gráfica).

Tabla 8. Coeficiente de correlación de rangos de Spearman entre el valor de EPT y la humedad del suelo en invierno (SMw), en verano (SMs), carbono orgánico, relación C/N y pH bajo diferentes especies vegetales. ND: no determinado; (-): no significativo.

	Estación	SMw	SMs	C	C/N	pH
Pino	Invierno	-0.747**	ND	0.836**	-	-0.854**
	Verano	ND	-0.553**	0.725**	-	-0.698**
Alcornoque	Invierno	-0.744**	ND	0.86**	-	-0.665**
	Verano	ND	-0.527**	0.737**	-0.388*	-0.544**
Eucalipto	Invierno	-0.733**	ND	0.752**	-	-0.803**
	Verano	ND	-0.406*	0.650**	-	-0.758**
Brezo	Invierno	-	ND	-	-	-
	Verano	ND	-	-	-	-
Aceбуche	Invierno	-	ND	-	-	-
	Verano	ND	-	-	-	-

p-values: * (p≤ -.05), ** (p≤ -.01), *** (p≤ -.001).

La Tabla 9 muestra la frecuencia estacional de clases de WDPT y EPT en suelos de textura gruesa (≤ 20 % de arcilla) y fina (> 20 % de arcilla). Se observó un amplio rango de intensidad y persistencia de la repelencia al agua en ambos tipos de suelo tanto en muestras recogidas en invierno como en verano. En muestras de textura gruesa se observó que la proporción de muestras hidrofílicas o ligeramente repelentes fue relativamente baja, pero la frecuencia se incrementó ligeramente en muestras de textura fina. La mayor frecuencia de repelencia extrema (tanto en el caso del test WDPT como EPT) se dio en las muestras de textura gruesa. El test U de Mann-Whitney mostró diferencias significativas entre suelos de textura gruesa o fina en el caso de la persistencia de la repelencia al agua (WDPT) y su intensidad (EPT) tanto en invierno como en verano bajo todos los tipos de uso considerados, excepto bajo brezal (Tabla 10).

Variaciones estacionales de la repelencia al agua

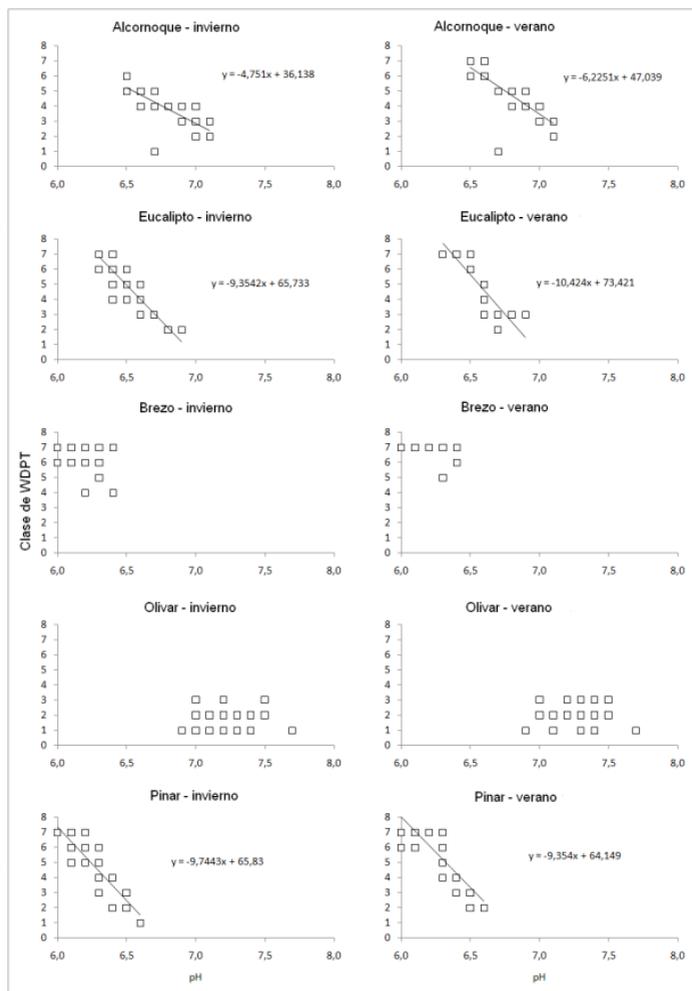


Figura 27. Relación entre la clase de WDPT y el pH en en muestras de suelo bajo diferentes especies recogidas en invierno y verano. Sólo se muestran las rectas de regresión significativas (Coeficiente de correlación de Spearman > 0.6 y $p \leq 0.001$). $N = 30$ para cada caso (algunos puntos están solapados en la gráfica).

Tabla 9. Frecuencia de clases de WDPT y EPT en muestras de suelo a humedad de campo de textura fina (F, arcilla < 20 %) y gruesa (C, arcilla > 20 %) en invierno y verano bajo las cinco especies estudiadas (n = 30 para cada variable y estación).

Estación	Invierno		Verano	
	F	C	F	C
Textura				
Clase de WDPT				
1	3	14	0	10
2	10	11	7	13
3	10	8	12	8
4	15	7	6	7
5	15	5	9	5
6	17	7	6	5
7	19	9	49	13
Clase de EPT				
1	1	6	0	3
2	4	14	1	13
3	13	11	7	10
4	10	5	13	11
5	16	6	13	9
6	34	12	30	9
7	11	7	25	6

Tabla 10. Resultados del test U de Mann-Whitney para los datos de WDPT y EPT en invierno y verano para las diferencias entre muestras a humedad de campo de textura gruesa (arcilla > 20 %) y fina (arcilla < 20 %).

Especie	WDPT		EPT	
	Invierno	Verano	Invierno	Verano
Pino	**	***	**	***
Alcornoque	*	*	*	*
Eucalipto	***	***	**	***
Brezo	–	–	–	–
Acebuche	*	**	*	**
Todos los grupos	**	***	**	***

Mann-Whitney U test p-values: * (p≤ -0.05), ** (p≤ -0.001), *** (p≤ -0.0001).

La Tabla 8 muestra los coeficientes de correlación de rangos de Spearman entre la intensidad de la repelencia al agua (EPT) en invierno y verano, la humedad del suelo, el contenido en carbono orgánico, la razón C/N y el pH. Los resultados obtenidos son bastante similares a los mostrados en la Tabla 7.

Se han encontrado correlaciones fuertes y significativas entre la clase de EPT y la humedad del suelo bajo pinar, alcornocal y eucaliptal. En este caso, la humedad del suelo no mostró ninguna influencia significativa en la intensidad de la repelencia bajo el brezal.

El contenido en carbono orgánico mostró una fuerte correlación con la clase de EPT en suelos bajo pinar, alcornocal y eucaliptal. En el caso de suelos bajo brezal, en los que el contenido en carbono orgánico determinado fue muy alto (ver Tabla 3), esta variable no mostró una correlación significativa con la intensidad de la repelencia.

La acidez del suelo, por otro lado, sí influyó sobre la intensidad de la repelencia en suelos bajo pinar, alcornocal o eucaliptal, pero no bajo brezal o acebuchal.

2.4 DISCUSIÓN

2.4.1 INFLUENCIA DEL TIPO DE VEGETACIÓN SOBRE LA REPELENCIA AL AGUA DEL SUELO

Muchos autores han asociado la repelencia el agua en suelos a los tipos de vegetación, pero aún no queda claro que las plantas puedan inducir hidrofobicidad (Doerr *et al.*, 2000). No se conocen exactamente cuáles son los mecanismos de entrada de las sustancias hidrofóbicas en el suelo, aunque los restos de materia orgánica de las plantas (Reeder & Jurgensen, 1979; McGhie & Posner, 1981) o la actividad radicular (Dekker & Ritsema, 1996a; Doerr *et al.*, 1998) parecen ser algunas de las razones principales.

La variación espacial de la repelencia al agua en suelos ha sido descrita por muchos autores en varios estudios centrados en suelos bajo bosques de pinos (Mataix-Solera & Doerr, 2004; Hubbert *et al.*, 2006; Lewis *et al.*, 2006) y árboles de hoja caduca (Reeder & Jurgensen, 1979; Buczko *et al.*, 2002; Jordán *et al.*, 2008). Previamente, la heterogeneidad de la repelencia al agua en suelos bajo diferentes especies mediterráneas ha sido analizada en el área de estudio (Jordán *et al.*, 2008). En este trabajo, la mayoría de las muestras de suelo fueron clasificadas como repelentes al agua (el 89.3 % según el test WDPT y 86.0 % según el EPT). De este modo se detectaron diferentes patrones de repelencia al agua. En el primer grupo se encontraban los suelos bajo pinos, alcornosques y eucaliptos con una gama amplia de clases de repelencia al agua en suelos. Estos resultados son coherentes con otros estudios que hacen relación a especies de *Quercus*. Se ha encontrado fuerte repelencia al agua en suelos bajo alcornosques (Sevink *et al.*, 1989; Jordán *et al.*, 2008) y otras especies de *Quercus* (Holzhey, 1969; Cerdà *et al.*, 1998; Mataix-Solera *et al.*, 2007). La repelencia al agua en suelos bajo alcornocales puede verse influenciada por un contenido relativamente elevado de carbono orgánico y las propiedades químicas de la materia orgánica, así como por la composición de las hojas y otros tejidos de los alcornosques, incluido el alto número de compuestos fenólicos (Conde *et al.*, 1998; Ito *et al.*, 2002; Salminen *et al.*, 2004). Los suelos bajo bosques de eucaliptos muestran, por lo general, un alto grado de repelencia al agua (Shakesby *et al.*, 1993). Aunque se ha encontrado que el fuego puede inducir una elevada repelencia al agua en suelos bajo pinar (Letey, 2001), algunos autores han demostrado que una alta repelencia al agua es inherente en estos suelos (Doerr *et al.*, 1998; Doerr *et al.*, 2006). Extractos de la hojarasca *P. pinaster* contienen sustancias capaces de inducir una severa repelencia al agua en los suelos (Doerr *et al.*, 1998). Se ha encontrado que la repelencia al agua desarrollada en suelos bajo *P. pinaster* y *E. globulus* favorece la erosión en áreas del noroeste de España (Benito *et al.*, 2003). Algunos autores han relacionado la aparición de repelencia al agua extrema en suelos bajo pinos y eucaliptos con la humedad y el clima templado, proporcionando sustancias hidrofóbicas al suelo (Conde *et al.*, 1995; Hafizoglu *et al.*, 2002; Rodríguez-Alleres *et al.*, 2007).

En esta investigación los suelos bajo brezal han mostrado fuerte a extrema repelencia al agua. Recientemente, Cerdà & Doerr (2005) encontraron una baja persistencia de la repelencia al agua en suelos bajo *Quercus coccifera* o *Erica multiflora* en el sureste de España, al contrario que en los suelos bajo pinar. Se han publicado repelencias extremas al agua en suelos bajo *Erica australis* y otras especies de brezales con alto contenido en materia orgánica y capas de hojarasca (Mallik & Rahmann, 1985; Jordán *et al.* 2008). Por el contrario, la mayoría de los suelos bajo acebuchal fueron clasificados de muy hidrofílicos a hidrofílicos. Jordán *et al.* (2008) encontraron en el sur de España valores más bajos de WDPT bajo los bosques mixtos de *Q. suber* y *O. europaea* que suelos bajo otros tipos de vegetación, como brezales o pastizales. La naturaleza química de los compuestos orgánicos de la *O. europaea* podría ser la respuesta a este comportamiento.

2.4.2 INFLUENCIA DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL SUELO EN LA REPELENCIA AL AGUA

Los resultados obtenidos en esta investigación han mostrado buena correlación entre los parámetros de suelo y la repelencia al agua. Este hecho está en oposición a lo observado por otros autores, quienes han encontrado que parámetros como la textura, el contenido en materia orgánica y el contenido en humedad son pobres predictores de la repelencia, mientras que el tipo de uso o vegetación son mucho más fiables (Doerr *et al.* , 2006). De hecho, la influencia de los parámetros edáficos debería ser considerada junto a la vegetación.

En esta investigación, el contenido en carbono orgánico mostró una alta correlación con la persistencia de la repelencia al suelo bajo pinar, alcornocal, eucaliptal y brezal; así como con la intensidad de la repelencia en suelos bajo pinar, alcornocal y eucaliptal. La correlación entre el contenido en carbono orgánico y la repelencia al agua ha sido estudiada por autores como McKissock *et al.* (1998), Mataix-Solera & Doerr (2004), Täumer *et al.* (2005), y Varela *et al.* (2005).

El alto contenido en materia orgánica en los suelos estudiados puede ser una de las razones del alto grado de repelencia observado en los suelos, como consecuencia del input de sustancias hidrofóbicas en el suelo. Muchos autores han destacado la capacidad de los ácidos húmicos para inducir hidrofobicidad en los suelos (DeBano, 1981; Doerr *et al.*, 1998; Roy & McGill, 2000), incluso cuando el contenido en materia orgánica de los suelos repelentes al agua es muy bajo (Jungerius & de Jong, 1989). Pardini *et al.* (2004) observaron que *E. arborea* puede inducir la incorporación de compuestos húmicos al suelo que a su vez se hallan implicados en el desarrollo de complejos organominerales en un proceso continuo de mineralización y humificación. En este sentido, Carballeira (1980) y Ammar *et al.* (2004) identificaron compuestos fenólicos en tejidos de *E. australis* y en los suelos asociados a ella que son capaces por sí de inducir una severa hidrofobicidad. Además, las bajas tasas de mineralización de la hojarasca formada por el brezal puede facilitar el desarrollo de una gruesa capa de material orgánico hidrofóbico sobre la superficie del suelo.

Se ha observado una fuerte correlación positiva entre el contenido en carbono orgánico en suelos y la repelencia al agua en el caso alcornocales, eucaliptales y pinares del área de estudio. Muchos autores han encontrado correlaciones similares entre ambos parámetros (Berglund & Person, 1996; McKissock *et al.*, 1998; Varela *et al.*, 2005; Mataix-Solera *et al.*, 2007), así como correlaciones pobres o no significativas (Ritsema & Dekker; 1994; Harper *et al.*, 2000; Scott, 2000). De acuerdo con Doerr *et al.* (2000), estas discrepancias en los resultados obtenidos pueden ser debidas a la presencia de pequeñas cantidades de sustancias hidrofóbicas responsables de la repelencia, de modo que suelos bajo una capa profunda de hojarasca o humus de tipo mor son susceptibles de mostrar una alta repelencia.

En suelos bajo brezo se encontraron correlaciones pobres entre las clases de WDPT, EPT y el contenido en carbono orgánico. Esta variable no puede explicar por sí sola la fuerte repelencia en suelos bajo brezal, pero las propiedades químicas de la materia orgánica probablemente sí. Sin embargo, en contraste a los suelos bajo pastizal, los suelos forestales son ricos en moléculas orgánicas de cadena larga de carácter

fuertemente hidrofóbico, de modo que es posible diferenciar entre diferentes “calidades” de materia orgánica desde el punto de vista de la repelencia (Ellies *et al.*, 1996). Además, la recurrencia de los incendios forestales en áreas concretas (como ocurre en verano en el área de estudio) puede inducir o potenciar la repelencia en los suelos a través de la volatilización de compuestos hidrofóbicos en la hojarasca y el humus, y su subsiguiente condensación en la superficie de las partículas del suelo, como mostraron DeBano *et al.* (1970).

Se han observado relaciones negativas entre la repelencia al agua y la acidez del suelo bajo pinares, alcornocales y eucaliptales del área de estudio. Resultados similares han sido obtenidos por Mataix-Solera *et al.* (2007) en suelos bajo *Q. coccifera* y *P. halepensis* en otras áreas mediterráneas. Suelos bajo brezal o acebuchal mostraron sin embargo pobres correlaciones. Los valores de pH determinados bajo brezal o acebuchal ocuparon las posiciones más extremas del rango de repelencia total observado. El valor medio de pH en suelos bajo brezal en este estudio fue el más bajo de los observados, y los datos variaron dentro de un intervalo muy estrecho (pH 6.1 ± 0.1).

Algunos factores que pueden favorecer el desarrollo de la repelencia al agua en suelos bajo brezal son la elevada cantidad de residuos orgánicos, el pH ácido y, probablemente, la presencia de exudados hidrofóbicos de origen fúngico y compuestos fenólicos. La alta concentración de moléculas fenólicas en tejidos de *Erica* se considera parte de una estrategia contra el estrés derivado de la acidez del suelo y la exposición a concentraciones elevadas de aluminio y otros metales pesados (Márquez-García *et al.*, 2009). Por otro lado, suelos bajo acebuchal mostraron un contenido relativamente bajo de carbono orgánico (7.9 ± 3.3 %) y valores neutros de pH (7.2 ± 0.2).

Tras estudiar el efecto del pH sobre la repelencia al agua de suelos bajo eucalipto, McGhie & Posner (1980) observaron que el descenso del pH contribuye a elevar la repelencia al agua del suelo. La persistencia e intensidad de la repelencia al agua en condiciones de acidez puede ser explicada en parte por el efecto de las sustancias orgánicas hidrofóbicas y los ácidos húmicos de los suelos ácidos. Algunos autores han

encontrado una relación significativa entre la acidez y la repelencia al agua que podría estar vinculada a la solubilidad de los ácidos húmicos en los suelos ácidos (Hurrass & Schaumann, 2006). Lin *et al.* (2006), por ejemplo, encontraron que el ángulo de contacto de los ácidos fúlvicos y húmicos es pH-dependiente, de modo que un incremento de pH reduce la hidrofobicidad de los ácidos húmicos. Las diferencias en la solubilidad de ácidos húmicos y fúlvicos en los suelos puede explicar esta relación inversa entre el pH y la repelencia, ya que ambos grupos de sustancias son solubles cuando el pH es elevado. En tal caso, ambos tipos de sustancias pueden ser arrastrados en profundidad, incrementando el carácter hidrofílico del suelo. Además, Chen & Schnitzer (1978) encontraron que los suelos pueden mostrar un carácter hidrofílico o hidrófobo dependiendo de la proporción de ácidos húmicos (solubles a $\text{pH} > 6.5$) o húmicos (solubles a cualquier pH). El lavado de los ácidos húmicos solubles es un proceso que se ve favorecido bajo las condiciones húmedas del área de estudio, donde la precipitación anual oscila aproximadamente entre 600 y 1200 mm, y la severidad de la sequía extival se ve reducida por la condensación.

La acidez del suelo puede influir directamente sobre la repelencia al agua por efecto de la microflora y otros microorganismos. La acidez del suelo es una de las principales causas de la abundancia y diversidad fúngica en el área de estudio (Ortega & Lorite, 2007). Las razones para la asociación de la actividad fúngica y la repelencia al agua no son conocidas con exactitud (Feeney *et al.*, 2006), y los microorganismos del suelo pueden influenciar la hidrofobicidad tanto negativa como positivamente. Se han encontrado efectos bióticos sobre la repelencia causados por especies concretas, con casos en que la repelencia se ve tanto favorecida como inhibida en suelos previamente repelentes al agua (Doerr *et al.*, 2000).

Algunos autores piensan que la repelencia al agua está vinculada a los hongos y a otros microorganismos (Doerr *et al.*, 2000; Rillig, 2005), que a su vez pueden estar asociados con tipos de vegetación específica. Franco *et al.* (2000) encontraron que la actividad microbiana favorece el desarrollo o la aparición de las sustancias hidrófobas en los suelos. Por otro lado, Hubbert *et al.* (2006) sugirieron que los microorganismos del suelo pueden contribuir de varias formas a un descenso en la repelencia

al agua del suelo: el crecimiento de las raíces y las hifas de las micorrizas, que penetran y alteran el recubrimiento hidrofóbico de las partículas, o la descomposición y desplazamiento de las sustancias hidrofóbicas por los microorganismos.

Para ambos test (WDPT y EPT), se ha encontrado un aumento de la repelencia al agua en las muestras de suelos con un contenido de arcillas superior al 20 %. Esto se contradice con la teoría general en la cual se afirma que la repelencia al agua en los suelos se encuentra asociada a las partículas más gruesas del suelo (Roberts & Carbon, 1971; McGhie & Posner, 1980). Se ha discutido que una cantidad relativamente pequeña de materia orgánica hidrofóbica es necesaria para cubrir las partículas gruesas del suelo en comparación con las partículas más finas del suelo debido a su superficie específica (Giovannini & Lucchesi, 1983; Blackwell, 1993). De Bano (1981) concluyó que la repelencia al agua en suelos es más común cuando el contenido en arcillas es menor al 10 %. Con el aumento del contenido en arcillas se requiere un aumento de la cantidad de materia orgánica hidrófoba para el desarrollo de la repelencia al agua en suelos. Sin embargo, la repelencia al agua en suelos no se encuentra únicamente en suelos arenosos, ya que también es común encontrarla en suelos con un considerable contenido en arcillas (Giovannini & Lucchesi, 1983; Dekker & Ritsema, 1996b). Incluso en algunos estudios se han encontrado que las fracciones más finas de suelos repelentes al agua exhiben mayor grado de repelencia al agua que las fracciones gruesas debido a la adsorción de sustancias orgánicas hidrofóbicas en las fracciones con el tamaño de partícula más pequeño (de Jonge *et al.*, 1999). Doerr *et al.* (2005) concluyeron que los ciclos de humectación y secado pueden cambiar la orientación de los compuestos orgánicos hidrófobos adheridos a las superficies minerales. De esta manera, la mayor repelencia al agua encontrada sobre los suelos de textura más fina, puede ser explicada mediante un equilibrio entre de estos procesos y un alto contenido en materia orgánica hidrófoba en el suelo.

2.4.3 CORRELACIÓN ENTRE LA PERSISTENCIA Y LA INTENSIDAD DE LA REPELENCIA AL AGUA EN EL SUELO

Durante nuestros experimentos se han encontrado correlaciones significativas entre la persistencia e intensidad de la repelencia al agua de grupos de muestras con un amplio rango de variación de clases de WDPT y EPT (suelos bajo alcornocal, eucaliptal y pinar). Sin embargo, las correlaciones observadas en grupos de muestras con un rango estrecho de variación han sido más pobres o poco significativas.

Algunos autores han puesto en duda la existencia de una relación entre la significación física de ambos tests. Scott (2000), por ejemplo, argumentó que el test WDPT implica un tiempo largo de trabajo y que ofrece resultados fuertemente bimodales, no normales y que no permite distinguir con facilidad entre diversas clases de elevada repelencia. Otros autores, sin embargo, prefieren el test WDPT (Jex *et al.*, 1985; Gerke *et al.*, 2001). Algunos autores han determinado correlaciones pobres o incompletas entre los resultados de ambos tests, que pueden mostrar divergencias estacionales o con la profundidad del suelo. Doerr (1998) observó correlaciones positivas entre ambos, mientras que Scott (2000) encontró correlaciones negativas. Por otro lado, Dekker & Ritsema (1994) no llegaron a observar correlación alguna. Crockford *et al.* (1991) encontraron una correlación significativa para valores observados de WDPT y EPT en la mayoría, pero no en la totalidad sus datos.

Las buenas correlaciones observadas entre las clases de WDPT y EPT en esta investigación pueden ser parcialmente explicadas por una alta homogeneidad de la mayoría de las propiedades del suelo, su origen similar y el amplio grado de variación de repelencia observado.

2.4.4 VARIACIONES ESTACIONALES DE LA REPELENCIA AL AGUA DEL SUELO

Diversos autores han descrito variaciones estacionales de la repelencia al agua en los suelos de áreas templadas y húmedas (Kaiser *et al.*, 2001; Benito *et al.*, 2003; Wahl, 2008). Benito *et al.* (2003) encontraron diferentes grados de variación en suelos del noroeste de España.

La repelencia al agua es más extrema cuando el suelo está seco, y eventualmente desaparece cuando el suelo se humedece durante la estación húmeda (Witter *et al.*, 1991). En esta investigación, tanto la persistencia como la intensidad de la repelencia al agua variaron ligeramente entre invierno y verano en suelos bajo los tipos de vegetación considerados excepto en el caso del brezal. Aunque el rango de variación no fue tan amplio como se esperaba, el mayor grado de repelencia se observó durante los experimentos en verano, y el menor durante el invierno. Las correlaciones entre la humedad del suelo y los resultados de los tests de repelencia (WDPT y EPT) fueron en general bastante fuertes durante el invierno. Durante el verano, cuando la humedad del suelo fue menor, las correlaciones fueron más pobres que en invierno, pero significativas.

Algunos autores han descrito una relación inversa entre la humedad del suelo y la repelencia al agua (King, 1981; Witter *et al.*, 1991), pero los resultados obtenidos acerca del efecto real del incremento de humedad del suelo sobre la hidrofobicidad no son consistentes.

Está establecido que la repelencia al agua del suelo decrece o llega a desaparecer cuando el suelo excede un umbral determinado de humedad (Shakesby *et al.*, 2000; Doerr *et al.*, 2006; Keizer *et al.*, 2008). Hay dos formas principales de explicar la reaparición de la repelencia cuando los suelos se secan. Algunos investigadores piensan que la repelencia aparece una vez que el suelo se seca tras un período húmedo (por ejemplo: Walsh *et al.*, 1994; Wessel, 1988), pero otros (Doerr & Thomas, 2000; Jex *et al.*, 1985) han observado que la repelencia no se restablece al secarse el suelo, sino que está inducida por la actividad de hongos, microorganismos y otros tipos de actividad biológica, o en volúmenes del suelo cercanos a la zona de las raíces. La repelencia en suelos bajo bosques de pino o eucalipto está sujeta a variaciones estacionales, siendo más severa durante el período de sequía del verano, y débil o ausente después de un período húmedo prolongado (Walsh *et al.*, 1994; Doerr & Thomas, 2000). Por lo tanto, el restablecimiento de la repelencia al agua en suelos secos después de un período húmedo probablemente requiere el input de material hidrofóbico fresco. Wahl (2008), al estudiar muestras de suelo secadas artificialmente, encontró una variación

estacional pronunciada debida a diferencias químicas de la materia orgánica a lo largo del año. Salminen *et al.* (2004) han demostrado la existencia de variaciones estacionales en la proporción de taninos y compuestos fenólicos en hojas de *Quercus*. Por lo tanto, el análisis de la estacionalidad de la producción de hojarasca y la tasa de mineralización de los residuos orgánicos en el suelo debería arrojar luz sobre este problema.

La repelencia al agua persistió en la mayoría de los puntos estudiados durante las estaciones seca y húmeda, y muchos de estos puntos mostraron un elevado grado de repelencia incluso en invierno. Estos resultados son coherentes con los obtenidos por otros autores, Crockford *et al.* (1991) o Greiffenhagen *et al.* (2006). Crockford *et al.* (1991) encontró en áreas forestales donde la repelencia no había sido detectada previamente, períodos secos de sólo 9 días fueron suficientes para desarrollarla. Greiffenhagen *et al.* (2006), por ejemplo, observaron que cortos períodos de tiempo cálido y seco eran suficiente para generar una fuerte repelencia al agua en suelos bajo pinar en el norte de Europa durante la estación lluviosa.

Doerr & Thomas (2000) demostraron que la repelencia al agua del suelo puede ser destruida sólo tras la influencia de un período húmedo, pero también que podía ser restablecida completamente tras un período seco prolongado. Por todo ello, se espera que los suelos permanezcan con carácter hidrofílico tanto como la humedad del suelo permanezca por debajo de un cierto nivel crítico. Además, Doerr *et al.* (2000) han demostrado que el umbral crítico de humedad del suelo por encima del cual desaparece la repelencia puede variar fuertemente de un suelo a otro. Durante esta investigación no se ha detectado un umbral crítico de contenido en agua que dispare o retrase la repelencia, aunque la dispersión de los valores de humedad durante el invierno para los suelos bajo todos los tipos de vegetación considerados fue claramente mayor en invierno que durante el verano.

3 REPELENCIA AL AGUA INDUCIDA POR EL FUEGO BAJO DIFERENTES TIPOS DE VEGETACIÓN EN SISTEMAS DUNARES MEDITERRÁNEOS*

* Zavala, L.M., **González, F.A.**, Jordán, A., 2009. Fire-induced soil water repellency under different vegetation types along the Atlantic dune coast-line in SW Spain. *Catena*. *Catena* 79:153-162.

3.1 INTRODUCCIÓN

La existencia de la repelencia al agua en suelos es común en los horizontes superficiales de los suelos mediterráneos durante e inmediatamente después, de la estación seca. La repelencia al suelo está en función de diversas variables o factores, incluyendo el contenido de agua en el suelo (King, 1981; Dekker & Ritsema, 1994), lo que puede inducir diferencias tanto estacionales como a corto plazo. Bajo un cierto umbral de humedad, los suelos repelentes al agua pueden retardar la infiltración del agua en el suelo durante algunos segundos, minutos, horas e incluso días (Wallis & Horne, 1992; Doerr *et al.*, 2000). La repelencia al agua en suelos se ha encontrado y estudiado en muchas partes del mundo, bajo una variedad de climas y tipos de vegetación (DeBano, 1981, 2000; Doerr *et al.*, 1996; Jaramillo *et al.*, 2000; Franco *et al.*, 2000; Scott, 2000; Woods *et al.*, 2007).

Varios investigadores han destacado el importante papel interpretado por especies vegetales concretas en el desarrollo de la hidrofobicidad, aunque no se puede asumir que esas especies siempre induzcan repelencia al agua en el suelo bajo condiciones naturales (Doerr *et al.*, 2000). La aparición de repelencia al agua en el suelo se ha asociado a cultivos de cítricos (Jamison, 1946), pastos perennes (Van't Wouldt, 1959), brezales (Martínez-Zavala, & Jordán-López, 2009), pinos (Mataix-Solera & Doerr, 2004; Hubbert *et al.*, 2006; Lewis *et al.*, 2006), árboles de hoja caduca (Reeder & Jurgensen, 1979; Buczko *et al.*, 2002), encinas y alcornoques (Cerdà *et al.*, 1998; Jordán *et al.*, 2008) o eucaliptos (Doerr *et al.*, 1998; Crockford *et al.*, 1991). La relación entre la repelencia al agua y las especies vegetales no siempre es directa: un amplio grupo de hongos y otros microorganismos se encuentran asociados a la hidrofobicidad, ambos como inductores o inhibidores (Doerr *et al.*, 2000).

A menudo, la repelencia al agua se ha investigado sobre suelos arenosos dunares (Dekker & Jungerius, 1990; Dekker *et al.*, 2000). La repelencia al

agua en suelos arenosos sucede como consecuencia del recubrimiento de las partículas de arena con sustancias orgánicas producidas por la actividad de los hongos (Bond & Harris, 1964; Jex *et al.*, 1985; Chan, 1992). La descomposición parcial de la vegetación contribuye directamente al desarrollo de la repelencia al agua en los suelos (DeBano, 1969; DeBano, 1981). Por otra parte, aunque el contenido de materia orgánica en los suelos repelentes al agua puede ser muy bajo (Jungerius & De Jong, 1989), la mera presencia de sustancias orgánicas, como es el caso de los ácidos húmicos, puede inducir hidrofobicidad (DeBano, 1981; Doerr *et al.*, 1998; Roy & McGill, 2000). En algunos casos, la repelencia al agua en el suelo puede haber sido inducida o causada por procesos antrópicos, como los vertidos de combustibles (Roy & McGill, 1998) o residuos de lignita (Gerke *et al.*, 2001), lo que es relativamente poco frecuente. Desgraciadamente, otros procesos antrópicos son más comunes. Con frecuencia, las políticas de desarrollo territorial incluyen la reforestación de áreas degradadas mediante pinos y eucaliptos. Dada la presencia de resinas, ceras y aceites aromáticos de sus tejidos, tanto pinos como eucaliptos se encuentran asociados a la repelencia al agua en los suelos. En suma, la repelencia al agua es un proceso natural tras los incendios (DeBano *et al.*, 2005), y los fuegos también son consecuencia de la actividad humana en gran parte.

Algunas de las consecuencias de la repelencia al agua en los suelos son la reducción de la infiltración del agua, el aumento de la tasa de escorrentía superficial y la erosión de los suelos (Burch *et al.*, 1989; Imeson *et al.*, 1992; Jordán *et al.*, 2008). La importancia de tales efectos depende de la severidad y de la variabilidad espacial de la hidrofobicidad (Jungerius & De Jong, 1989, Ritsema & Dekker, 1994). Hendrickx *et al.* (1993) encontraron frentes de humectación irregulares en suelos repelentes al agua, en contraste a los suelos humectables, donde el agua se puede infiltrar formando un frente horizontal uniforme. Sin embargo, los suelos repelentes al agua acaban por humedecerse tras lluvias prolongadas o recurrentes, lo que conduce al encharcamiento y a la presencia de una capa superior del suelo muy húmeda, descansando sobre un volumen de suelo relativamente seco y/o repelente al agua (Dekker, *et al.*, 2000). En tal caso, el agua infiltrada puede fluir siguiendo diferentes rutas. En un perfil de suelo repelente al agua, ésta puede fluir lateralmente y

humedecer los puntos donde se han formado vías de flujo verticales, dando lugar a un frente de infiltración en forma de lenguas o interdigitaciones (Ritsema & Dekker, 1994; Ritsema *et al.*, 2005). Esas vías de flujo preferencial facilitan el movimiento rápido del agua y solutos hacia la parte inferior del perfil (Ritsema & Dekker, 1995), quedando fuera del alcance de las raíces. La presencia de vías de flujo preferencial, por tanto, crea variabilidad espacial en la humedad del suelo, afectando de esa manera al crecimiento de las plantas (Dekker & Ritsema, 1994).

Los objetivos de esta investigación son: [1] estudiar la existencia, distribución y profundidad de la repelencia al agua inducida por el fuego en suelos dunares de la costa atlántica del suroeste de la Península Ibérica, [2] estudiar la persistencia e intensidad de la repelencia al agua en relación con los principales tipos de vegetación en la zona de estudio (bosques de pino, matorral y vegetación herbácea dispersa), y [3] investigar los efectos de la repelencia al agua sobre la infiltración.

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1 ÁREA DE ESTUDIO

La mayor parte del área de estudio está incluida en el Parque Natural de Doñana, localizado en el suroeste de la costa de España. El clima es mediterráneo con una fuerte influencia oceánica, lo que ocasiona temperaturas suaves, y humedad atmosférica y precipitaciones relativamente más altas que en el interior (Siljeström & Clemente, 1990).

La precipitación media anual es de 830 mm, pero la variación interanual es considerable. Durante el período 1998 - 2007, por ejemplo, la precipitación anual osciló entre 377 (2005) y 1008 mm (2003). Las precipitaciones se distribuyen de forma irregular durante el año, concentrándose el 77% de las lluvias entre octubre y marzo. La precipitación media mensual oscila entre 1 (julio) y 110 mm (diciembre). La temperatura media del aire es de 16.9 °C, con una media mensual que varía entre los 9.5 (enero) y los 25.5 °C (junio y julio).

El material litológico está formado por sedimentos eólicos arenosos (Holoceno) que cubren estratos de gravas y sedimentos arenosos (Plioceno-Pleistoceno). Una densa cobertura de vegetación impide la movilización de las arenas, originando un amplio sistema de dunas estabilizadas. Los tipos de vegetación presentes en este sistema de dunas estabilizadas se disponen en bandas paralelas a lo largo de la pendiente de las dunas siguiendo la topografía local (González Bernáldez *et al.*, 1975a; González Bernáldez *et al.*, 1975b). La geomorfología controla el patrón de la vegetación a distintas escalas, mediante variaciones en la disponibilidad de agua desde las crestas de las dunas a los valles interdunares, dando lugar a una secuencia de arbustos xerófitos (crestas secas), matorral mixto (pendientes medias) y brezal (depresiones húmedas e inundables) (Muñoz-Reinoso & García-Novo, 2005; García-Novo *et al.*, 2007). En Doñana, las plantaciones de *Pinus pinea* comenzaron en 1737, extendiéndose desde un punto inicial hasta llegar a ser el principal tipo de bosque en el área (García-Novo *et al.*, 2007). La evolución del suelo sobre las dunas estabilizadas, por lo tanto, depende de la profundidad de la lámina de agua, lo que está íntimamente relacionado con los diferentes tipos de vegetación y con la topografía; los principales tipos de suelos son los Typic Xeropsamment (en la crestas de las dunas), Aquic Xeropsamment (pendientes dunares), y Humaqueptic Psammaquent (en las depresiones interdunares) (Siljeström *et al.*, 1994). La superficie de las dunas estabilizadas se ve enterrada de manera progresiva por el sistema de dunas móviles, donde la vegetación es muy escasa. Los principales tipos de suelo observados en el sistema de dunas móviles son Typic Xeropsamments y Typic Psammaquents (Siljeström, 1985; Siljeström *et al.*, 1994). Los suelos afectados por el fuego en las crestas y laderas de las dunas muestran normalmente horizontes orgánicos muy profundos (hasta 130 cm), y una distribución irregular del carbono orgánico en profundidad, con ramas y raíces quemadas y enterradas (Clemente & Siljeström, 1987).

3.2.2 HISTORIA DEL RÉGIMEN DE INCENDIOS

La caza, la ganadería y la apicultura han sido los usos tradicionales de este espacio de Doñana desde el siglo XIII. Entre 1636 y 1682, las áreas de bosque mediterráneo dominadas por *Quercus suber* sufrieron un

marcado descenso en el número de árboles y desaparición de la mayor parte del matorral maduro. De este modo, la vegetación original fue sustituida por especies de matorral invasoras. Este rápido cambio fue ocasionado por la introducción de ganado bovino y porcino, y por la explotación de la madera y el corcho, así como el uso del fuego para la roza (Granados Corona *et al.*, 1988). Desde entonces, el fuego ha sido usado periódicamente para el manejo de la vegetación y ha conducido a una pérdida progresiva de bosques y matorral. El régimen de fuegos prescritos ha favorecido la extensión del matorral mediterráneo pirofítico, que actualmente domina el monte bajo en el área de estudio (Granados, 1985; García-Novo *et al.*, 2007). La quema de matorral solía llevarse a cabo cada 25-30 años, para inducir el rebrote y la producción de biomasa por parte de la vegetación senescente (Granados *et al.*, 1986).

En la actualidad, la frecuencia de los fuegos prescritos y los incendios forestales se ha visto reducida drásticamente, aunque algunos incendios ocasionales aún ocurren, probablemente como consecuencia del turismo intensivo en las zonas de costa y el desarrollo urbanístico. Según Carmona (2008), al menos el 80 % de los incendios en el área de estudio tienen un origen antrópico (accidentes, negligencias y fuegos provocados). Sin embargo, el número de fuegos ha decrecido durante los últimos años en las áreas protegidas de Doñana. En la actualidad, el fuego afecta especialmente a las masas de pino y eucalipto, así como al matorral.

3.2.3 TOMA DE MUESTRAS

Para determinar el grado de repelencia al agua, la textura, la densidad aparente, el contenido en material orgánica y el pH, se seleccionaron y marcaron tres grupos de 20 puntos bajo tres tipos diferentes de vegetación en áreas incendiadas (60 puntos en total): [1] suelos mayoritariamente desnudos, con vegetación herbácea dispersa dominada por *Ammophila arenaria*, y otras especies típicas de arenas dunares como *Pancratium maritimum*, *Otanthus maritimus*, *Medicago marina*, *Eryngium maritimum*; [2] matorral, que incluye especies herbáceas como *Armeria plungens*, *A. welwitschii*, *Echium*

gaditanum, y una cobertura densa de arbustos como *Ulex australis*, *Erica scoparia*, *E. umbellata*, *Calluna vulgaris*, *Halimium halimifolium*, *Corema album*, y *Pistacia lentiscus*, entre otras; [3] bosque denso de pinos (*Pinus pinea*), y un estrato arbustivo con especies como las ya mencionadas. En la Figura 28 se muestran fotografías de algunos de los puntos experimentales. En cada punto se tomaron tres muestras de la superficie del suelo (0-3 cm) en un radio de 0.5 m para su análisis físico y químico, tomando los valores medios como representativos; una parte de cada muestra se reservó para el análisis de la repelencia al agua.

Con el propósito de estudiar la influencia del fuego en la repelencia al agua de suelos quemados respecto a no quemados, se recogió un grupo similar de muestras, bajo los mismos tipos de vegetación, en áreas control no quemadas durante un período de al menos 30 años.

Con el propósito de estudiar la relación entre la repelencia al agua y la profundidad, se muestrearon cuarenta perfiles de suelo bajo cada uno de los tres tipos de vegetación considerados en áreas quemadas. En cada caso, se recogió una muestra de suelo cada 5 cm entre la superficie y los primeros 40 cm de profundidad.



Figura 28. (A) Vegetación herbácea dispersa en un frente de duna (fotografía: L.M. Zavala). (B) Rebrote de la vegetación perenne tras un incendio en el Parque Natural de Doñana (fotografía: L.M. Zavala). (C) Arena estabilizada por un bosque de *Pinus pinea* (fotografía: A. Jordán). (D) Detalle de la capa de acículas de pino acumuladas en la cresta de una duna estabilizada (fotografía: A. Jordán). (E) Restos de ramas quemadas y acículas muertas caídas después de un incendio, 2003 (fotografía: L.M. Zavala). (F) Lorena M. Zavala, tomando notas en un punto experimental cubierto por matorral (fotografía: A. Jordán). (G) Vista de un paisaje dunar en el Parque Natural de Doñana, mostrando la zonación de los tipos de vegetación (fotografía: A. Jordán).

3.2.4 ANÁLISIS DE LABORATORIO

La acidez del suelo (pH) se midió en extractos de suelo en agua desionizada (1:2.5 suelo:agua). La proporción de arcilla y arena se determinó según USDA (2004). La densidad aparente se midió mediante el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986). Para ello se utilizaron cilindros de 3 cm de diámetro, 8 cm de profundidad y 56.52 cm³ de volumen. Una parte de cada muestra se secó al aire y se tamizó (0-2 mm) para determinar el carbono orgánico mediante el método de Walkley-Black (Walkley & Black, 1934). La humedad del suelo se determinó gravimétricamente.

La persistencia de la repelencia al agua en las muestras de suelo se determinó mediante el test de tiempo de penetración de la gota de agua (WDPT), según el procedimiento desarrollado por Wessel (1988). El WDPT mide cuánto tiempo dura la repelencia al agua en una superficie porosa. Las muestras se colocaron en placas de Petri, se nivelaron y se mantuvieron bajo condiciones estándar durante 24 h (20 °C, 1 atm, 50 % de humedad relativa) para eliminar los efectos potenciales de la variación de la humedad atmosférica en la repelencia al agua del suelo (Doerr *et al.*, 2002). El test WDPT consiste en colocar una gota de agua sobre la superficie del suelo y medir el tiempo que tarda en penetrar la superficie. Así, se colocaron diez gotas de agua destilada (20 °C) mediante una jeringuilla hipodérmica sobre la superficie de cada muestra de suelo. Se anotó el tiempo de penetración de cada gota de agua, y se consideró el promedio de todas las gotas como representativo del WDPT de cada muestra. Según Bisdom *et al.* (1993), las muestras de suelo se clasificaron como hidrofílicas (cuando la gota de agua se infiltraba durante los primeros 5 s), ligeramente repelentes al agua (5-60 s), fuertemente repelentes al agua (60-600 s), severamente repelentes al agua (600-3600 s) y extremadamente repelentes al agua (>3600 s).

La intensidad de la repelencia al agua se determinó a partir del ángulo de contacto. La medida del ángulo de contacto se llevó a cabo mediante un goniómetro portátil equipado con un visor y una pletina donde se coloca

la muestra de suelo (Figura 29). El método permite estimar la intensidad de la repelencia colocando una gota de agua destilada ($0.5 \mu\text{L}$) sobre la superficie del suelo mediante un dispensador manual y la observación del ángulo formado en el punto de contacto de las tres fases. Cuando la superficie del suelo es repelente al agua, la gota se retrae debido a la tensión superficial y se forma un ángulo de contacto normalmente mayor de 90° . Si la gota moja la superficie, el ángulo de contacto es menor de 90° . La precisión de la medida del ángulo es de $\pm 2^\circ$, y un visor integrado permite la ampliación de la imagen para una correcta determinación. En cada muestra de suelo se realizaron diez lecturas del ángulo de contacto, y el valor medio se tomó como representativo en cada caso. Todas las determinaciones se realizaron en el laboratorio bajo una humedad relativa del 50 %.

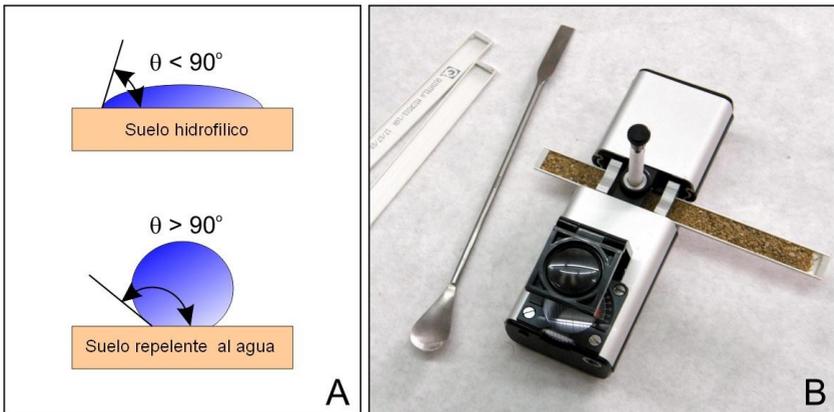


Figura 29. (A) Ángulo de contacto de una gota de agua sobre un suelo hidrofílico o un suelo repelente al agua. (B) Detalle de la medida del ángulo de contacto mediante un goniómetro portátil.

3.2.5 EXPERIMENTOS DE CAMPO

Para analizar la topografía del frente de mojado en los suelos estudiados y la existencia de vías de flujo preferencial, se realizaron cinco simulaciones de lluvia bajo cada tipo de vegetación (5 simulaciones \times 3 tipos de vegetación = 15 experimentos). Los tallos leñosos, hojas y ramas fueron retirados durante los experimentos con el objetivo de obtener una lluvia más uniforme sobre la superficie del suelo. Las simulaciones de lluvia se realizaron mediante un simulador de lluvia portátil (Kamphorst, 1987). Durante los experimentos, la altura de caída de las gotas de lluvia simulada fue aproximadamente de 33 a 54 cm sobre la superficie del suelo. El diámetro de las gotas es de 5.9 mm con una energía cinética de $4 \text{ J m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$. Cada simulación se realizó sobre una parcela de 625 cm^2 durante 2 min y con una intensidad de 6 mm min^{-1} . Esta intensidad de lluvia es significativa bajo condiciones mediterráneas (Casermeiro *et al.*, 2004), y fue necesaria para conseguir la infiltración del agua hasta una profundidad significativa.

Diez minutos después de finalizar la simulación de lluvia, se excavó una calicata con unas dimensiones de 40 cm de ancho por 40 cm de profundidad en cada punto experimental, y se muestreó el suelo tanto horizontal como verticalmente cada 2 cm mediante el uso de cilindros metálicos, obteniendo así un total de 440 muestras de cada perfil. Los cilindros se introdujeron cuidadosamente de manera perpendicular a la pared de la calicata, se extrajeron y se vació el contenido en bolsas de plástico individuales. Las muestras fueron pesadas *in situ* y transportadas al laboratorio, donde se determinó su humedad gravimétricamente tras ser secadas a $70 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 24 h. Los valores de humedad se dispusieron en una matriz de filas y columnas según su situación original en el perfil y los valores fueron interpolados mediante el método ponderado de la distancia inversa.

3.2.6 ANÁLISIS DE DATOS

El análisis de los datos incluyó correlaciones, regresiones y ANOVA. La normalidad y la homocedasticidad se comprobaron previamente según los tests de Shapiro-Wilk (Shapiro *et al.*, 1968) y Brown-Forsyth (Brown & Forsyth, 1974), respectivamente. Ya que la mayoría de las variables no satisfacían estos requerimientos, se utilizaron tests alternativos no

paramétricos: test U de Mann-Whitney (Mann & Whitney, 1947) y ANOVA de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952). Este procedimiento está de acuerdo con las observaciones de Scott (2000), quien demostró que los análisis basados en el test WDPT son fuertemente bimodales y no presentan normalidad. Cuando la hipótesis nula del ANOVA de Kruskal-Wallis fue rechazada, se realizaron comparaciones *pos-hoc* para investigar las diferencias entre pares de medias. Se calculó el coeficiente de correlación de rangos de Spearman para examinar la relación entre los parámetros estudiados. Todos los análisis se realizaron utilizando el paquete estadístico STATISTICA versión 6 (Statsoft Inc., 2001).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 PROPIEDADES DEL SUELO

Las principales características del suelo en los puntos experimentales se muestran en la Tabla 11. El ANOVA de Kruskal-Wallis encontró diferencias entre las diferentes muestras de suelos, agrupadas según el tipo de vegetación ($p < 0.0001$). Todas las muestras de suelo mostraron carácter ácido, aunque el pH varió entre suelos bajo matorral y vegetación herbácea dispersa ($\text{pH } 4.9 \pm 0.5$, de media) y bosque de pinos ($\text{pH } 6.1 \pm 0.5$ de media). El contenido de carbono orgánico en los suelos osciló desde valores muy bajos en el caso de vegetación herbácea dispersa ($0.3 \pm 0.1\%$) a valores relativamente altos para bosque de pinos ($3.9 \pm 0.6\%$). El contenido en carbono orgánico para las muestras de suelos bajo matorral fue moderado ($1.3 \pm 0.3\%$). Los suelos bajo vegetación herbácea dispersa o matorral mostraron una textura arenosa a arenosa franca, mientras que los suelos bajo pino mostraron una textura franca o franco arenosa. El contenido de arenas en suelos osciló entre $61.4 \pm 6.9\%$ (bosques de pinos) y $88.1 \pm 4.5\%$ (matorral). Los contenidos de arcillas fueron inferiores al 16% en todas las muestras de suelos, variando de 5.0 ± 2.7 (matorral) a $9.9 \pm 2.6\%$ (bosques de pinos). La proporción de fragmentos gruesos ($> 2 \text{ mm}$) fue insignificante en todas las muestras de suelo. La densidad aparente también mostró diferencias significativas según los distintos tipos de vegetación considerados, oscilando entre 1.13 ± 0.1 (bosques de pinos) y 1.53 ± 0.0

g cm⁻³ (vegetación herbácea dispersa). Finalmente, el contenido de humedad durante el período experimental fue muy bajo para las muestras de suelo bajo matorral y vegetación herbácea dispersa (2.0% de media) y relativamente alta para suelos bajo bosques de pinos (5.1 ± 0.6%).

Tabla 11. Caracterización del suelo en los puntos experimentales (pH, contenido en carbono orgánico, arena, arcilla, densidad aparente y humedad del suelo). Valores medios en la misma columna seguidos por la misma letra no muestran diferencias significativas (p<0.05). DE: desviación estándar.

		pH	Carbono orgánico (%)	Arena (%)	Arcilla (%)	Densidad aparente (g cm ⁻³)
Matorral	Promedio	4.9a	1.3b	88.1c	5.0a	1.44b
	DE	0.5	0.3	4.5	2.7	0.0
Pastizal disperso	Promedio	4.9a	0.3a	81.9b	5.9a	1.53c
	DE	0.5	0.1	5.0	3.6	0.0
Pinar	Promedio	6.1b	3.9c	61.4a	9.9b	1.13 ^a
	DE	0.5	0.6	6.9	2.6	0.1

3.3.2 INFLUENCIA DEL TIPO DE VEGETACIÓN EN LA REPELENCIA AL AGUA DEL SUELO

La relación entre los tipos de vegetación y la persistencia e intensidad de la repelencia al agua en el suelo se comprobó mediante el test de Kruskal-Wallis. Se encontraron diferencias significativas para ambas variables bajo los distintos tipos de vegetación (p<0.001).

Se observó que la persistencia de la repelencia al agua en la superficie de suelos quemados (0-3 cm) bajo los distintos tipos de vegetación aumentó según el siguiente orden: vegetación herbácea dispersa < matorral < bosque de pinos (Tabla 11). Ninguna de las muestras de suelo bajo bosque de pinos fue clasificada como hidrofílica (Figura 30), considerando que las gotas de agua se infiltraron entre 1 y 10 minutos

Repelencia al agua inducida por el fuego en dunas mediterráneas

después de su aplicación en el 60% de las muestras de suelo, siendo clasificadas como fuertemente repelentes al agua; además, el 10% de las muestras de suelo mostraron un tiempo de infiltración superior a 10 minutos, y fueron clasificadas como fuertemente repelentes al agua. En el caso de muestras de suelo recogidas bajo matorral, el 80% se clasificaron como ligeramente repelentes al agua; sin embargo, en este caso, el 20% se consideraron como hidrofílicas, con un tiempo de infiltración por debajo de 5 segundos. Por otro lado, los períodos más cortos de persistencia de la repelencia fueron encontrados en muestras de suelo bajo vegetación herbácea dispersa, donde el 95% de las muestras fueron clasificadas como hidrofílicas, con intervalos de infiltración inferiores a 5 segundos.

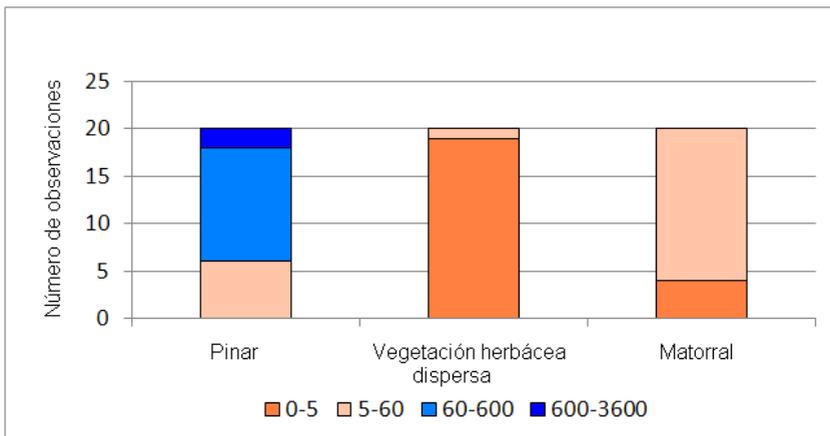


Figura 30. Distribución de las clases de repelencia al agua (WDPT) en muestras superficiales de suelo (0-3 cm) en suelos quemados bajo distintos tipos de vegetación.

La intensidad de la repelencia al agua en suelos, medida como el ángulo de contacto de la gota de agua con la superficie del suelo, se incrementó

en el mismo orden que lo hizo el WDPT (Tabla 12). El promedio del ángulo de contacto de todas las muestras fue de 100.8 °. El ángulo de contacto fue de 68-186 ° para suelos bajo pinar, 38-77 ° bajo vegetación herbácea dispersa y 39-130 ° bajo matorral.

Tabla 12. Repelencia al agua (logWDPT y ángulo de contacto) a 0-3 cm de profundidad en sitios afectados por el fuego bajo los tres tipos de uso estudiados. Valores medios en la misma columna seguidos por la misma letra no muestran diferencias significativas ($p < 0.05$). DE: desviación estándar.

		Humedad (%)	LogWDPT	Ángulo de contacto (°)
Matorral	Promedio	2.0a	1.3b	102.5b
	DE	0.4	0.5	22.8
Pastizal disperso	Promedio	2.0a	0.4a	68.7 ^a
	DE	0.5	0.3	17.7
Pinar	Promedio	5.1b	2.2c	131.4c
	DE	0.6	0.6	32.9

De forma general, la repelencia al agua aumentó desde zonas no incendiadas a las zonas incendiadas para las muestras de suelo tomadas bajo los diferentes tipos de vegetación (Tabla 13). El porcentaje de incremento para el logWDPT fue de 57.1 y 62.5 % para suelos bajo bosques de pinos y matorral, respectivamente. En el caso de los suelos bajo vegetación herbácea dispersa, el logWDPT aumentó de 0.1 a 0.4 (300 %), aunque el tiempo de penetración de la gota de agua permaneció por debajo de 5 segundos para 19 de las 20 muestras.

Tabla 13. Resultados del test U de Mann-Whitney para la persistencia de la repelencia al agua del suelo (logWDPT) en puntos quemados y no quemados.

	Tipo	Promedio del LogWDPT	Desv. estándar	Mínimo	Máximo	p
Pinar	Quemado	2.2	0.6	1.0	2.8	**
	No quemado	1.4	0.2	1.1	1.7	
Matorral	Quemado	1.3	0.5	0.0	0.8	*
	No quemado	0.8	0.3	0.0	0.8	
Pastizal disperso	Quemado	0.4	0.3	1.2	1.7	**
	No quemado	0.1	0.2	0.3	1.7	

p: *, p<0.01; **, p<0.001.

3.3.3 RELACIÓN ENTRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO Y LA REPELENCIA AL AGUA

El test U de Mann-Whitney encontró diferencias significativas entre las propiedades de suelos tanto hidrofílicos como repelentes al agua. El pH fue significativamente más elevado para las muestras de los suelos repelentes al agua (Tabla 14). La media para el pH de muestras de suelos hidrofílicos fue de 5.0, mientras que la media del pH para las muestras de suelos repelentes fue de 5.5.; esta diferencia es muy pequeña y significativamente baja. El coeficiente R-Spearman entre el pH y el logWDPT fue de 0.37 para el conjunto de los datos; aunque esta relación no fue positiva para todos los grupos (Tabla 15). Los coeficientes de correlación de la regresión entre el pH y logWDPT fueron negativos para las muestras de suelos bajo pinar (-0.58) y matorral (-0.61). El coeficiente de correlación bajo suelos bajo vegetación herbácea dispersa fue de negativo, pero no significativo (Figura 31).

Tabla 14. Resultados del test U de Mann-Whitney para el pH, contenido en carbono orgánico, arena y arcilla, y densidad aparente en puntos con suelo hidrofílico o repelente al agua.

		Promedio	Mínimo	Máximo	p
pH	Hidrofílico	5,0	3,7	5,9	*
	Repelente	5,5	4,1	6,9	
Carbono orgánico (%)	Hidrofílico	0,4	0,0	1,4	**
	Repelente	2,8	0,3	5,0	
Arena (%)	Hidrofílico	82,5	70,0	93,0	>0,05
	Repelente	73,8	51,0	94,0	
Arcilla (%)	Hidrofílico	5,7	1,0	16,0	*
	Repelente	7,6	0,0	14,0	
Densidad aparente (g cm⁻³)	Hidrofílico	1,5	1,4	1,6	**
	Repelente	1,3	0,9	1,6	

P: *, p<0,05; **, p<0.0001.

Cuando se comparó el contenido de carbono orgánico entre las muestras de suelo hidrofílico y repelente al agua, el test U de Mann-Whitney mostró diferencias significativas (Tabla 14). El promedio del contenido en carbono orgánico en las muestras de suelos repelentes al agua fue 7 veces mayor que en suelos hidrofílicos. El coeficiente de R-Spearman para el contenido de carbono orgánico y la repelencia al agua (Tabla 15) fue de 0.86 para todas las muestras. Este coeficiente también fue positivo para muestras de suelos bajo bosques de pinos (0.58) y matorral (0.59), aunque no lo fue para muestras de suelos bajo vegetación herbácea dispersa. La regresión lineal entre el pH y el grado de repelencia al agua (logWDPT) muestra una pendiente descendente para todos los tipos de vegetación (Figura 31).

Repelencia al agua inducida por el fuego en dunas mediterráneas

Tabla 15. Coeficientes de correlación de rangos R-Spearman entre las variables del suelo y la persistencia (logWDPT) e intensidad de la repelencia al agua (ángulo de contacto) para muestras de puntos quemados bajo diferentes tipos de vegetación. Sólo se muestran coeficientes significativos.

		LogWDPT	p	Ángulo de contacto	p
Todas muestras	pH	0,37	**	0.30	*
	Carbono orgánico (%)	0,86	****	0.76	****
	Arena (%)	-0,38	**	-0.30	*
	Arcilla (%)	0,34	**	0.33	**
	Densidad aparente (g cm ⁻³)	-0,77	****	-0.66	****
Pinar	pH	-0,58	**		
	Carbono orgánico (%)	0,58	**		
Pastizal disperso	Arcilla (%)	0,49	*		
Matorral	pH	-0,61	**		
	Carbono orgánico (%)	0,59	**		
p: *, p<0,05; **, p<0,01; ***p<0.001; ****, p<0.0001.					

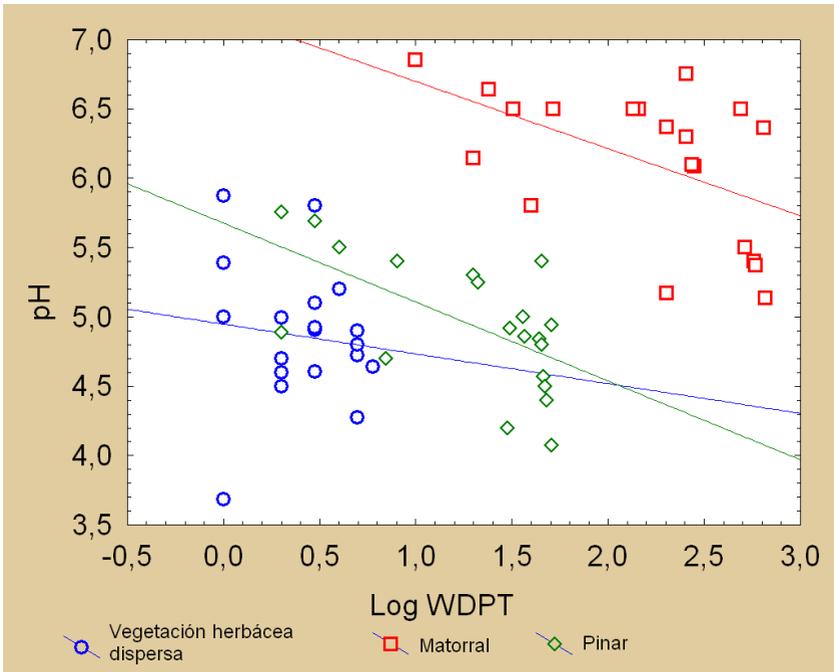


Figura 31. Relación entre el pH y la persistencia de la repelencia al agua (logWDPT) en muestras superficiales de suelo (0-3 cm) en puntos quemados bajo vegetación herbácea dispersa (n = 20, r = -0,113, p = 0,636), pinar (n = 20, r = -0,509, p = 0,022) y matorral (n = 20, r = -0,610, p = 0,004).

El test U de Mann-Whitney no mostró, o fueron muy bajas, diferencias texturales entre las muestras de suelos hidrofílicas y las muestras de suelos repelentes al agua (Tabla 14). El contenido de arena para las muestras de suelos hidrofílicos y repelentes al agua fue de 82.5 y 73.8 %, respectivamente, pero la diferencia entre ambos promedios no fue significativa ($p > 0.05$). De hecho, el intervalo de contenido de arena para suelos hidrofílicos fue más estrecho que para muestras de suelos repelentes (70-93 % y 51-94 %, respectivamente). El contenido de

arcillas, por lo general, fue bajo aunque se incrementó significativamente en las muestras de suelo repelente al agua (7.6 %) respecto a muestras hidrofílicas (5.7 %). El coeficiente de correlación R-Spearman entre el contenido de arena y el logWDPT fue de -0.38. En contraste, la regresión mostró una tendencia ascendente cuando las muestras de suelo bajo vegetación herbácea dispersa y matorral se analizaron a la vez (Tabla 16). No pudieron determinarse relaciones significativas en el caso de suelos bajo pinar.

Tabla 16. Ecuaciones de regresión entre el contenido en arena (%) y la persistencia de la repelencia al agua (logWDPT) de muestras en sitios quemados y no quemados bajo distintos tipos de vegetación.

		B	p	R ²
Todos los tipos	Intercepción	87.080	****	0.28
	Log WDPT	-7.739	**	
Matorral y pastizal disperso	Intercepción	80.791	****	0.27
	Log WDPT	4.982	*	
Pinar	Intercepción	56.280	****	0.04
	Log WDPT	2.346	>0.05	
p: *, p<0.001; **, p<0.0001; ***, p<0.00001; ****, p<0.000001.				

3.3.4 RELACIÓN ENTRE LA PERSISTENCIA Y LA INTENSIDAD DE LA REPELENCIA AL AGUA DEL SUELO

Las muestras de los suelos hidrofílicos (WDPT por debajo de 5 s) mostraron ángulos de contacto que oscilaron entre 38.8 y 104.3 ° (69.7 ± 19.7 ° de media). El ángulo de contacto para muestras de suelos repelentes al agua varió de 67.6 a 185.8 °, 120.2 ± 29.3 ° de media. El ángulo de contacto de la gota y la persistencia de la repelencia el agua en suelos (logWDPT) están relacionados mediante una función lineal. Las

ecuaciones de regresión entre el ángulo de contacto y el logWDPT para el conjunto de datos, bosques de pinos, matorral y vegetación herbácea dispersa, se muestran en la Tabla 17. Al considerar todos los datos conjuntamente, el coeficiente de correlación que se determinó fue relativamente elevado (R^2 0.78). Sin embargo, cuando las relaciones fueron analizadas por separado, se observaron algunas diferencias. No se observaron correlaciones entre las muestras en el caso de suelo bajo vegetación herbácea dispersa, por ejemplo (R^2 0.07), y se encontraron coeficientes de correlación bajo para muestras de suelos bajo matorral (R^2 0.56). Para las muestras de suelos recogidas bajo bosque de pino, los coeficientes de correlación ascendieron a R^2 0.78.

Tabla 17. Ecuaciones de regresión entre la intensidad (ángulo de contacto) y la persistencia (logWDPT) de muestras en puntos quemados bajo diferentes tipos de vegetación.

	n		B	p	R ²
Todas las muestras	60	Intercepción	53.47	***	0.78
		Log WDPT	36.80	***	
Pinar	20	Intercepción	23.45	>0.05	0.71
		Log WDPT	49.46	**	
Pastizal disperso	20	Intercepción	59.01	***	0.07
		Log WDPT	23.91	>0.05	
Matorral	20	Intercepción	58.56	**	0.56
		Log WDPT	34.43	*	
p: *, p<0.0001; **, p<0.00001; ***, p<0.000001.					

3.3.5 PERSISTENCIA DE LA REPELENCIA AL AGUA EN PROFUNDIDAD

La Figura 32 muestra la frecuencia de las clases de repelencia al agua (WDPT) de los 40 sitios analizados hasta una profundidad de 40 cm para cada tipo de vegetación estudiada. Generalmente, se observa que la severidad de la repelencia al agua en el suelo disminuye con la profundidad para todos los puntos de muestreo, siguiendo un gradiente influenciado por la proporción de materia orgánica. La proporción de muestras hidrofílicas en la superficie del suelo osciló entre 8 y 28% bajo matorral y vegetación herbácea dispersa, respectivamente. Esos porcentajes ascienden entre 93 y 100% a 40 cm de profundidad. Sólo el 5% de las muestras se clasificaron como fuertemente repelentes al agua en la superficie de suelos bajo vegetación herbácea dispersa, donde la cobertura de vegetación era dispersa y el contenido de materia orgánica bajo. Pero, este porcentaje aumenta hasta 73% bajo matorral. En este caso, se observó una fuerte repelencia al agua entre 0 y 30 cm de profundidad.

Por otro lado, las muestras de suelo bajo pinar mostraron una distribución distinta de repelencia al agua. La capa de repelencia severa bajo pinar alcanzó 20 ó 25 cm en algunos casos, y muestras no-humectables se encontraron entre 0 y 5 cm de profundidad. En la parte superior del perfil, la proporción de las muestras con repelencia al agua severa fue del 23 % (0 cm), 25 % (5 cm), 18% (10 cm) y 8 % (15 cm). Un grado de hidrofobicidad importante fue observado incluso a profundidades de 40 cm, donde la distribución de clases de repelencia al agua fue 40 % hidrofílico, 30 % ligeramente repelente al agua y 30 fuertemente repelente al agua.

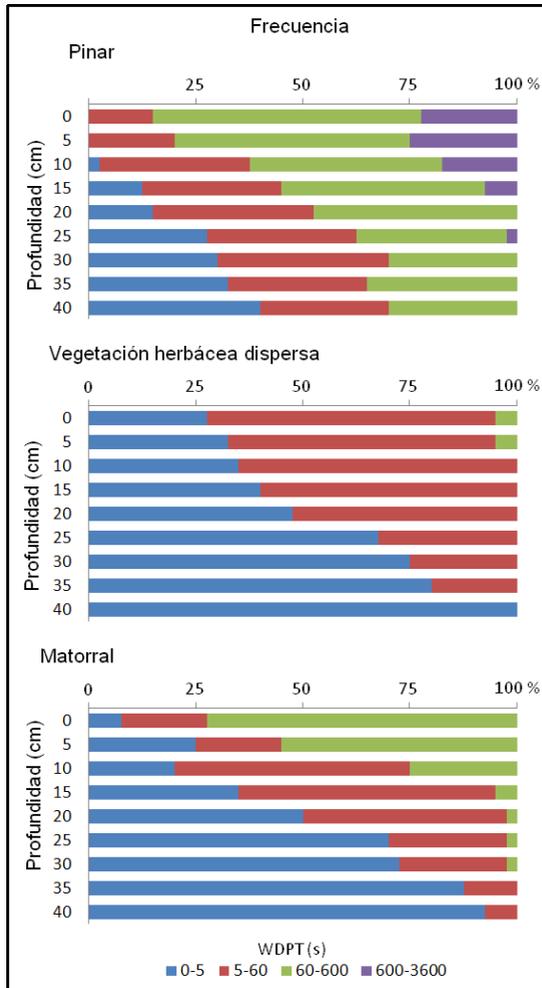


Figura 32. Frecuencia de las clases de repelencia al agua de muestras de suelo entre 0 y 40 cm de profundidad en puntos quemados y no quemados bajo pinar (n = 40), vegetación herbácea dispersa (n = 40) y matorral (n = 40).

3.3.6 VÍAS DE FLUJO PREFERENCIAL

La observación de los frentes de mojado en las calicatas excavadas demostró la existencia de vías preferenciales de flujo causadas por variaciones en la hidrofobicidad en los suelos. Los volúmenes de suelo repelente al agua tienden a permanecer secos mientras que el agua fluye a través del suelo adyacente, tanto vertical como horizontalmente. Algunos ejemplos de diferentes patrones de humectación pueden observarse directamente en la Figura 33. El muestreo regular de los perfiles tras la simulación de lluvia mostró variaciones en la humedad del suelo correspondientes con las vías de flujo preferencial (en la Figura 34-A se muestran algunos ejemplos seleccionados bajo cada tipo de vegetación). Bajo vegetación herbácea dispersa se ha observado un patrón de humedad bastante regular y homogéneo, donde el alto contenido en agua en las capas más superficiales del suelo descende en función a la profundidad. Por otro lado, los patrones observados bajo matorral y pinar mostraron una alta irregularidad, con bolsas de suelo húmedo penetrando en forma de lenguas a través de canales de flujo preferencial en el suelo seco.



Figura 33. Patrones de humedad en perfiles de suelo excavados en dunas tras las simulaciones de lluvia. A-B: dos vistas detalladas de vías de flujo preferencial en perfiles de suelo bajo pinar. C: frente de mojado homogéneo en un perfil de suelo bajo vegetación herbácea dispersa.

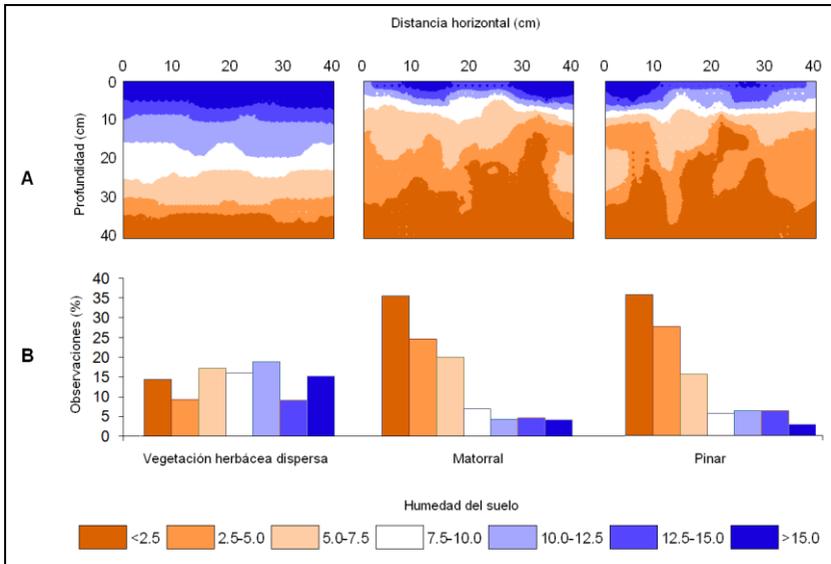


Figura 34. A: Isolíneas de contenido volumétrico de agua en tres perfiles seleccionados bajo diferentes tipos de vegetación tras la simulación de lluvia. B: histograma de distribución de observaciones según su contenido volumétrico de agua bajo vegetación herbácea dispersa, matorral y pinar (n = 2205 en cada caso).

La Figura 34-B muestra la distribución de observaciones según su contenido en humedad bajo vegetación herbácea dispersa, matorral y pinar (5 simulaciones \times 3 tipos de vegetación \times 441 muestras, 6615 observaciones en total). En el caso de perfiles bajo matorral y bajo pinar, se han encontrado importantes diferencias en el grado de humedad, donde la proporción en las observaciones de suelo seco (humedad < 2.5 %) fue elevada. El 35.5 y 35.7 % de las observaciones corresponden a suelos secos bajo matorral y bosques de pinos, respectivamente, mientras este porcentaje desciende a 14.3 % bajo vegetación herbácea dispersa. Por otro lado, un grado de humedad del suelo superior al 10 % fue determinado en el 43.1 % de las muestras bajo vegetación herbácea dispersa, 13.0 % bajo matorral y 15.4 % bajo bosque de pinos (Figura

34-B). Los frentes de mojado variaron considerablemente de unos a otros tipos de vegetación.

3.4 DISCUSIÓN

3.4.1 INFLUENCIA DE LOS INCENDIOS Y EL TIPO DE VEGETACIÓN EN LA REPELENCIA AL AGUA EN SUELOS DE DUNAS MEDITERRÁNEAS

Los suelos de dunas arenosas del área de estudio han mostrado diferentes niveles de repelencia al agua inducida por el fuego. Aunque la repelencia al agua ha sido descrita como una propiedad natural de los suelos bajo *Pinus pinea* del Parque Natural de Doñana (Moral García *et al.*, 2005), ninguna o muy ligera repelencia al agua ha sido observada en zonas no quemadas durante este trabajo. Además, los suelos quemados analizados mostraron grados elevados de repelencia al agua, especialmente bajo pinar y matorral. Aunque algunos autores han encontrado niveles importantes de repelencia al agua en suelos naturales de dunas de arenas (Jungerius & Van der Meulen, 1988; Jungerious & De Jong, 1989; Witter *et al.*, 1991; Ritsema *et al.*, 1993; Dekker y Ritsema, 1994), el mayor grado de repelencia al agua en suelos quemados que el observado en suelos no-quemados sugiere que los incendios contribuyen claramente en el incremento en la repelencia al agua en capas subsuperficiales del suelo.

Los efectos de los incendios sobre la repelencia al agua pueden variar en función de la severidad del fuego y de la temperatura alcanzada. Algunos autores han observado que las altas temperaturas alcanzadas durante un incendio pueden inducir elevada repelencia al agua (DeBano & Krammes, 1966; DeBano, 2000; Doerr *et al.*, 2005). En cambio, según DeBano *et al.* (1976), la repelencia al agua en el suelo puede ser destruida por el fuego si se alcanzan temperaturas superiores a 270 °C.

After studying the effects of fire on the spatial and temporal variability in soil water repellency from sagebrush-dominated landscapes, Pierson *et*

al. (2008a) found that severe burning reduced water repellency in coarse-textured soils

Después de estudiar los efectos del fuego sobre la variabilidad espacial y temporal de la repelencia al agua en suelos bajo matorrales de *Artemisia*, Pierson *et al.* (2008 a) demostraron que incendios de alta severidad pueden reducir la repelencia al agua en suelos de textura gruesa. Por otra parte, autores como DeBano *et al.* (1970) y Savage (1974) observaron que el suelo podría inducir hidrofobicidad en suelos que previamente eran hidrofílicos. La dirección de esos cambios están vinculados a otras variables, como la temperatura alcanzada en el suelo durante el incendio, la cantidad y tipo de residuos consumidos y nivel de humedad del suelo antes del incendio (Doerr *et al.*, 2000).

Generalmente, la repelencia el agua es más elevada en la superficie del suelo, donde la presencia de sustancias orgánicas capaces de inducir hidrofobicidad es normalmente más alto. Algunos autores han encontrado que la persistencia de la repelencia al agua puede ser muy elevada incluso cuando el contenido de materia orgánica es bajo. Pierson *et al.* (2008b) atribuyeron esto a las condiciones de baja humedad durante el muestreo y a la facilidad con que los compuestos orgánicos hidrofóbicos arrastrados desde las capas superiores del suelo recubren las partículas más gruesas. Estos autores observaron también que compuestos orgánicos hidrofóbicos transportados por la escorrentía pueden inducir también fuerte repelencia al agua en el suelo. DeBano *et al.* (1970) y Savage (1974) observaron que, sometidas a altas temperaturas, las sustancias orgánicas hidrofóbicas de la superficie del suelo pueden ser volatilizadas. Mientras que gran parte de estas sustancias se consume o se pierde en la atmósfera, una determinada proporción se desplaza hacia abajo siguiendo el gradiente de temperatura en el suelo hasta que se condensa de nuevo sobre la superficie de las partículas situadas a mayor profundidad. Esa dinámica de volatilización-condensación puede explicar de forma parcial la aparición o el desarrollo de una fuerte repelencia al agua en las capas profundas de suelos bajo pinos y eucaliptos.

Durante un incendio bajo bosque de pinos y matorral es normal esperar que se alcancen elevadas temperaturas. En cambio, no es probable una alta severidad del fuego o la aparición de altas temperaturas en suelos bajo vegetación herbácea dispersa. En este caso, la fuerte repelencia al suelo ha quedado limitada al 5 % de las muestras y confinada entre los 0 y 5 cm. Una ligera repelencia al agua se ha observado entre los 0 y 35 cm del suelo, decreciendo progresivamente en profundidad. La causa de la aparición de repelencia al agua en capas profundas del suelo no puede deberse a la condensación de sustancias orgánicas hidrófobas tras un fuego de baja severidad. Una posible explicación, sin embargo, podría ser la actividad de los procesos eólicos que tienen importancia fundamentalmente sobre suelos desnudos de las dunas. Estos procesos pueden llevar a cabo una redistribución de la arena y el material del suelo, enterrando así partículas y sustancias hidrófobas.

Hay muchos ejemplos en la literatura que muestran que la repelencia al agua inducida por el fuego en los suelos desaparece transcurrido un cierto tiempo. Pero incluso tras la acción del fuego, los resultados obtenidos parecen indicar que la vegetación determina la respuesta hidrológica del suelo. Entre los factores que podrían jugar un papel importante en la aparición de la repelencia, el fuego y la vegetación son considerados factores clave, lo que ha sido demostrado en el caso de la vegetación de zonas áridas del Mediterráneo (Cerdà & Doerr, 2007). Los altos niveles de repelencia encontrados bajo pinares muchos años después del fuego concuerdan con los resultados mostrados por Cerdà & Doerr (2005), quienes observaron un incremento progresivo en la repelencia al agua en suelos bajo *Pinus halepensis* durante un período de 11 años tras un incendio forestal. En este caso, aunque el nivel de repelencia al agua fue ligero (WDPT 5-60 s), sí fue bastante similar a los niveles observados en suelos calcáreos bajo *P. halepensis* por Mataix-Solera & Doerr (2004). Moral *et al.* (2002) también encontraron una elevada proporción de muestras de suelo repelente al agua bajo pinar, frente a suelos desnudos o suelos bajo eucalipto en el Parque Natural de Doñana, y demostraron la relación entre la distribución de la repelencia al agua y las especies vegetales. Los altos valores de WDPT observados durante el presente trabajo en el caso de suelos quemados bajo pinar

pueden ser explicados por la acidez del suelo, típicamente asociada a elevados niveles de hidrofobicidad.

3.4.2 PATRONES DE HUMEDAD Y VÍAS DE FLUJO PREFERENCIAL EN DUNAS

La variación en el contenido de agua y la aparición de frentes de mojado irregulares puede ser fácilmente establecida por el muestreo intensivo del suelo (Dekker *et al.*, 2000). La topografía del frente de mojado tras la lluvia simulada bajo diferentes tipos de vegetación (algunos ejemplos se muestran en la Figura 33) refleja la gran heterogeneidad del proceso de infiltración y la existencia de vías de flujo preferencial a través del suelo. La amplia variabilidad dentro de los puntos de muestreo y entre los diferentes puntos experimentales y tipos de vegetación es un rasgo común en ambientes Mediterráneos (Cerdà *et al.*, 1998).

La uniformidad del gradiente de humedad a través de la profundidad del suelo y los puntos bajo vegetación herbácea dispersa es una consecuencia del predominio del efecto matricial del suelo en la infiltración. En cambio, la heterogeneidad de las muestras de humedad bajo bosques de pinos o matorral reflejan la existencia de un mosaico tridimensional de volúmenes de suelo hidrofílico y repelente al agua. La presencia de áreas húmedas irregulares de forma casi circular en los perfiles de suelo es consecuencia del flujo de agua a través de los macroporos (Figura 33). Tras el estudio de muestras de humedad del suelo en suelos desnudos de dunas en México y Holanda, Ritsema y Dekker (1994) encontraron que pequeñas diferencias en el contenido de agua de los suelos arenosos pueden ocasionar grandes diferencias en la conductividad hidráulica en suelos insaturados.

Tras la lluvia simulada, el rápido encharcamiento de la superficie del suelo debido a las sustancias hidrofóbicas en las capas superficiales del suelo pueden causar la reinfiltración del agua a través de los macroporos, como se ha observado en suelos arenosos Herndickx *et al.* (1993), en suelos bajo dehesa en España (Cerdà *et al.*, 1998), y en dunas (Dekker *et al.*, 2000).

El rápido encharcamiento y la generación de escorrentía en suelos de dunas (observado, pero que no ha sido cuantificado en esta investigación) se puede intensificar por la presencia de sustancias hidrofóbicas sobre la superficie del suelo. Wallach & Jortzick (2008) analizaron los procesos de humectación y la redistribución del agua en muestras de suelos repelentes al agua secados al aire y encontraron que que el agua encharcada puede fluir sobre una superficie con cierta pendiente o aumentar la presión hidrostática positiva sobre una superficie del suelo plana hasta una profundidad crítica que fuerce la infiltración. Meeuwig (1971) investigó la infiltración y el frente de mojado en muestras de suelos repelentes en suelos con textura gruesa en el Lago Tahoe, Nevada, mediante simulación de lluvia y observó una rápida saturación de las capas superiores de suelos repelentes al agua y la rápida infiltración a través de vías de flujo preferencial. Resultados similares han sido obtenidos por diversos autores (DeBano, 1981; Ritsema *et al.*, 1993; Ritsema & Dekker, 1994, 1995; Pierson *et al.*, 2008b), quienes han observado que el que la retención del agua en las capas superficiales del suelo da más tiempo para la infiltración mediante vías de flujo preferencial. Como se muestra en la Figura 34-A, la humedad se distribuyó de forma irregular sobre la superficie de los suelos repelentes al agua bajo bosques de pino y matorral. En tales casos, la infiltración ocurrió sólo a través de una pequeña parte del área encharcada, en aquellos puntos donde la repelencia al agua fue vencida tras un tiempo de contacto o donde la presión vertical de la columna de agua forzó la infiltración. Este proceso llevó a la formación de frentes de mojado irregulares, de modo que el agua se propagó hacia abajo a través de las vías preferenciales verticales o subverticales sin expansión lateral. Por lo tanto, cuando la repelencia al agua se ve intensificada tras un incendio de baja intensidad, la infiltración parece estar controlada por las vías de flujo preferencial. El agua desplazada mediante flujo de escorrentía superficial, por lo tanto, podrá ser infiltrada al llegar a un área donde ya ha desaparecido la repelencia o donde la presión hidráulica fuerce la infiltración a través de la red de macroporos del suelo.

4 IMPACTO DE UN INCENDIO EXPERIMENTAL EN LA RESPUESTA HIDROLÓGICA Y EROSIVA DEL SUELO EN UN BREZAL MEDITERRÁNEO*

* Zavala, L.M., Jordán, A., **González, F.A.**, Bellinfante, N. 2008. Impacto de un incendio experimental en la respuesta hidrológica y erosiva del suelo en un brezal mediterráneo. En: A. Cerdà, J. Mataix y M.B. Bodí (eds.), Jornadas Internacionales sobre Efectos de los Incendios Forestales sobre los Suelos. Valencia-Enguera-Alcoi, 3-5 de diciembre de 2008.

4.1 INTRODUCCIÓN

El fuego es un factor ecológico determinante que ha configurado históricamente los principales rasgos de la vegetación mediterránea y juega un papel decisivo en la dinámica y estructura de los ecosistemas mediterráneos (Naveh, 1975; Trabaud, 1987). En años recientes, se ha experimentado un incremento en el número y frecuencia de los incendios en todas las áreas de clima mediterráneo del mundo (Pausas & Ramón Vallejo, 1999; Vélez, 2004). El área quemada en zonas de clima mediterráneo alcanza las 600,000 hectáreas anuales (Alesandrian *et al.*, 1999). Los incendios afectan a la vegetación y a la biodiversidad, y dejan cambios en las respuestas hidrológicas y erosivas de las zonas incendiadas.

El fuego afecta a los procesos de escorrentía y la erosión del suelo (DeBano, 1981; Wright *et al.*, 1982; Prosser & Williams, 1998; Wilson, 1999; Gyasi-Agyei, 2006), a la pérdida de nutrientes (Thomas *et al.*, 1999) y a las propiedades físico-químicas (Govannini & Lucchesi, 1997). Por ejemplo, se ha observado que el cambio en el régimen de incendios en las áreas mediterráneas ha terminado por inducir cambios en el comportamiento de la escorrentía y la erosión de suelos en las áreas de matorral (Imeson, 1971). Aunque el total de las áreas afectadas por los fuego ha disminuido desde del año 2000, los países de la Europa mediterránea han experimentado un incremento en el número de fuegos (European Commission, 2002). En algunos casos, se puede prever que las áreas incendiadas se quemarán nuevamente, interrumpiendo los procesos de recuperación. Esta circunstancia favorece una progresiva degradación de las condiciones hidrológicas y erosivas que existían antes del incendio (Campo *et al.*, 2006).

En las regiones mediterráneas el fuego generalmente aparece durante el verano. Eventos de este tipo son seguidos de precipitaciones torrenciales al comienzo de las estaciones de lluvias, lo que origina un alto riesgo de generación de escorrentía superficial y erosión del suelo (Díaz-Fierros *et*

al., 1994; Andreu *et al.*, 1996). Por estas razones el fuego es considerado como una de las principales causas de la desertificación en las regiones mediterráneas (Rubio & SanRoque, 1990; Trabaud, 1990; Campo *et al.*, 2006).

Los efectos de los incendios en los suelos dependen de la temperatura alcanzada, la duración del incendio y de las precipitaciones que tengan lugar tras el fuego (Marcos *et al.*, 2000). La combustión de la materia orgánica, la deposición de cenizas y las alteraciones en la disponibilidad de los nutrientes son los principales procesos de los cambios químicos asociados con el fuego (Díaz-Fierros *et al.*, 1990). Los incendios eliminan la cobertura vegetal y pueden inducir cambios en el contenido de materia orgánica del suelo, su estructura, la distribución en el tamaño de partícula, la hidrofobicidad, incrementando normalmente el riesgo de erosión. Al eliminar el fuego la cobertura vegetal se modifican los procesos de intercepción de lluvias y evapotranspiración, afectando al ciclo hidrológico. En otras áreas mediterráneas de España, se ha encontrado que la cantidad de hojarasca y la cobertura de vegetación son un factor clave de reducción de la escorrentía y la pérdida de suelos tras los incendios tras las primeras semana o meses tras haber sucedido (Cerdà, 1998; Marcos *et al.*, 2000; De Luis *et al.*, 2003), aunque la importancia de algunas modificaciones inducidas por un incendio durante el período inmediatamente posterior al mismo aún no están claras.

Los incendios experimentales o prescritos permiten obtener una serie de datos inmediatamente posteriores al incendio, lo que facilita la investigación del papel de la hojarasca quemada y las capas de cenizas sobre la respuesta hidrológica post-fuego. La influencia de una capa de cenizas con un elevado carácter hidrofílico, de la hojarasca quemada y de los residuos leñosos no ha sido suficientemente estudiada, especialmente en las áreas del mediterráneo. Sólo recientemente, se ha prestado alguna atención a la cuantificación de la influencia de la hojarasca quemada y las cenizas en los períodos inmediatos a los incendios (por ejemplo: Cerdà & Doerr, 2008). La elevada intensidad y el rápido desplazamiento del fuego en las copas de los árboles o arbustos más altos pueden consumir sólo parte de la hojarasca durante el proceso

de combustión porque sólo una pequeña cantidad de energía emitida se transfiere a la superficie del suelo. En tal caso, la hojarasca se quema, pero no se consume totalmente, pudiendo mantenerse una pequeña capa de cenizas sobre la superficie del suelo (Neary *et al.*, 2005). Los efectos de la hojarasca quemada y de las cenizas sobre la superficie mineral no expuesta de la superficie del suelo puede persistir hasta que agentes externos (fuertes lluvias, viento, vehículos o animales) las eliminan o redistribuyen. La presencia de esta capa protectora sobre la superficie del suelo puede ser crítica tras el incendio en áreas mediterráneas.

En esta investigación se ha estudiado la importancia de los efectos de la hojarasca quemada y de las capas de cenizas en la repelencia al agua, la generación de escorrentía y la pérdida de suelo en el período inmediato al incendio tras un fuego experimental sobre brezal mediterráneo en el área del Campo de Gibraltar (Cádiz). Los cambios inducidos por el incendio se estudiaron durante un período de siete días inmediatamente posterior al fuego, antes de que la capa de cenizas fuese redistribuida por el viento. Los experimentos se repitieron tras un período de un año para estudiar la evolución del sistema tras un incendio a largo plazo.

4.2 MÉTODOS

4.2.1 ÁREA DE ESTUDIO

Los experimentos se llevaron cabo en las Sierras del Algeciras y el Algabe (provincia de Cádiz, suroeste de España), aproximadamente entre las coordenadas geográficas 36 ° 13.4 ' N y 5 ° 36.0 ' W y 313 metros sobre el nivel del mar. El substrato litológico está principalmente compuesto de arenisca silíceas (arenisca del Algabe, Oligo-Mioceno), la cual produce suelos ácidos y pobres en nutrientes. El clima es mediterráneo, con inviernos fríos y húmedos y períodos estivales secos y cálidos. La precipitaciones medias anuales son de 603 mm, con un valor máximo mensual de 118 mm (diciembre) y un valor mínimo de 2 mm (agosto). El número de días de lluvias es 60. La temperatura media es suave (16-18 ° C). La temperatura máxima media mensual es de 22 ° C (Agosto) y la mínima mensual de 13 ° C (enero, febrero). En verano las pronunciadas

laderas interceptan la humedad del aire, generalmente de componente SE, que provienen directamente del mar mediterráneo, proceso por el cual se reduce la intensidad de la sequía estival. La vegetación se compone de brezal abierto, dominado por *Erica australis*, *Calluna vulgaris*, *Cistus sp.*, y *Genista tridentata*, entre otras especies.

Factores como los incendios, la tala y la expansión de las áreas de pasto han contribuido a la extensión del brezal de manera progresiva a costa del bosque de alcornoque. Entre 1988 y 1997, los incendios forestales en la provincia de Cádiz afectaron a una superficie promedio anual de casi 1050 ha. En el mismo área, la aplicación de políticas recientes de protección forestal desde 1998, los incendios forestales han afectado únicamente a 62 ha anuales. Las áreas de matorral quemadas en los incendios han decrecido desde 945 ha por año a 304 ha por año durante el mismo período.

4.2.2 INCENDIO EXPERIMENTAL

En mayo de 2007 se llevó a cabo un incendio experimental sobre una extensión de 0.12 ha (30 m × 40 m) en la Sierra de Algeciras. La carga de combustible se calculó mediante transectos lineales, siguiendo el procedimiento descrito por Brown (1974). De manera previa al incendio, se tomaron muestras de combustibles leñosos y de suelo para determinar gravimétricamente el contenido de humedad. Se tomaron datos ambientales como la temperatura, la humedad relativa, la velocidad y dirección del viento.

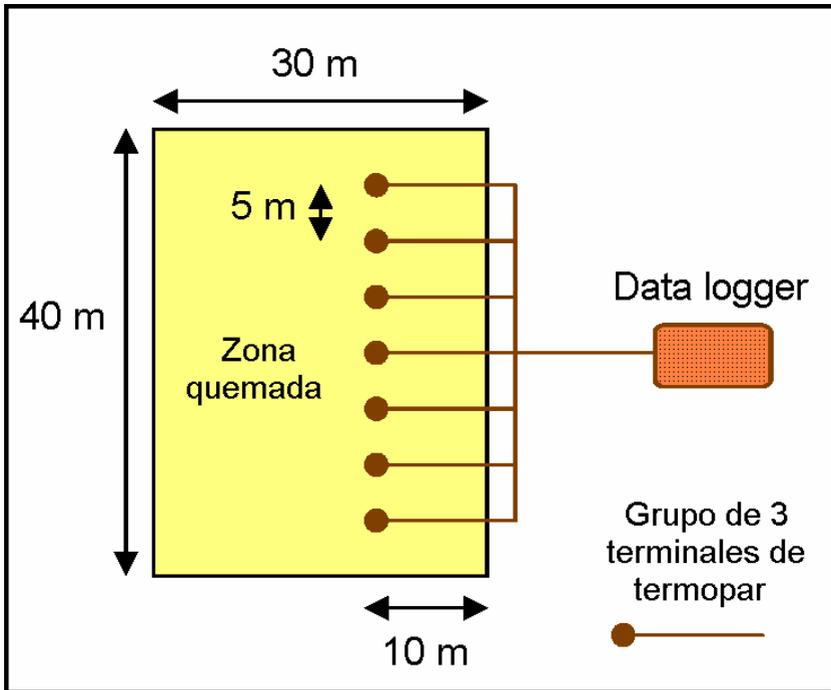


Figura 35. Diseño del sistema de termopares en el área experimental.

Se diseñó un sistema de termopares para medir las temperaturas del suelo y de la hojarasca, unido a un lector de datos a través de unos cables enterrados en el suelo (Figura 35). Como la densidad del matorral era elevada y para evitar perturbaciones excesivas, siete grupos de tres terminales termopares fueron instalados dentro del punto experimental, a una distancia de 10 metros desde uno de los bordes longitudinales. Se seleccionaron siete puntos de muestreo cada cinco metros. De cada punto de muestreo, se extrajo un volumen de $5 \times 5 \times 5 \text{ cm}^3$ de suelo usando un molde metálico y manteniéndolo intacto mientras se insertaban los terminales de cada termopar. En cada uno de estos puntos

se insertaron horizontalmente tres terminales: uno en la superficie del suelo bajo la capa de hojarasca (0 mm de profundidad), bajo la superficie del suelo (20 mm de profundidad), así como en la capa de hojarasca. Cada punta se escalonó ligeramente respecto a la anterior de modo que el flujo de calor no se viese interrumpido. Una vez los terminales se hallaron correctamente insertados, el volumen de suelo fue nuevamente devuelto a su sitio. Los datos de cada sensor se registraron cada 60 segundos. Un anemómetro midió la velocidad del viento durante el período de estudio. Fuertes vientos de componente este aparecieron siete días después tras realizar la quema prescrita, redistribuyendo la hojarasca y las cenizas.

4.2.3 SIMULACIÓN DE LLUVIA

Los experimentos de simulación de lluvia permiten a los investigadores controlar la cantidad, intensidad y duración de cada evento de precipitación, lo que permite el estudio de los efectos de la lluvia en el suelo (Meyer, 1994). Una desventaja, sin embargo, es que los datos obtenidos mediante simulación de lluvia no son fácilmente extrapolables a las condiciones naturales, aunque pueden de manera comparativa. La alta variabilidad de las lluvias en la región mediterránea, hace que la respuesta hidrológica y erosiva tras los incendios, sea compleja.

Durante este experimento se utilizó un simulador de lluvias similar al descrito por Navas *et al.* (1990) y Lasanta *et al.* (2000). Su estructura tiene forma de pirámide truncada, sujeta por patas metálicas. El simulador se recubrió con un protector plástico contra el viento con el objetivo de proteger el experimento contra los efectos que el viento pudiese causar. Las patas son telescópicas, de manera que el simulador puede ser nivelado cuando se localiza sobre una superficie en pendiente. En el extremo superior de la estructura (3.5 m de alto) hay situado un difusor, conectado a su vez mediante un tubo de goma a una bomba automática móvil. El agua cae desde el difusor sobre un área circular de 1256.6 cm² que se encuentra delimitada por un anillo de acero (40 cm de diámetro), como en Arnaez *et al.* (2007). El anillo fue cuidadosamente insertado en el suelo siguiendo la pendiente para prevenir la salida directa del flujo de la escorrentía fuera del área experimental. La

intensidad media de las precipitaciones para los experimentos fue de 70 mm h⁻¹, (desviación estándar de 1.24) y la duración de las simulaciones fue de 60 minutos. Algunos períodos de recurrencia de estaciones seleccionadas de la red secundaria de estaciones meteorológicas de la Agencia Estatal de Meteorología son de dos años para precipitaciones de 73.2 mm h⁻¹ durante 1 hora (Tarifa-Facinas) y de 2 años para 78.8 mm h⁻¹ durante 1 hora (Los Barrios). Estos datos permiten apoyar la elección de la intensidad de lluvia utilizada durante los ensayos de simulación. En un trabajo previo (Jordán *et al.*, 2008) se midió el coeficiente de infiltración durante la fase de equilibrio en suelos bajo brezal en zonas adyacentes a al área de estudio, observándose un coeficiente de 55.0 ± 8.1% tras la simulación de lluvia con una intensidad de 56.5 mm h⁻¹ durante 30 minutos. En ese caso, este coeficiente fue alcanzado tras 16 minutos de simulación. Por tanto, se ha supuesto que las simulaciones de lluvia realizadas en este caso exceden sustancialmente la capacidad de infiltración de los suelos estudiados, lo que permite analizar con precisión las diferencias en la infiltración, escorrentía y erosión potencial. En todos los experimentos se utilizó agua desionizada para mitigar la influencia de la composición química del agua en la respuesta del suelo, que podría ocasionar distorsiones debido al cambio en la estabilidad de los agregados del suelo (Agassi *et al.*, 1994).

La simulación de lluvias se realizó en 21 puntos experimentales de la manera siguiente: [1] 21 simulaciones antes del fuego experimental en puntos control, los cuales fueron marcados con barras metálicas verticales; [2] 21 simulaciones en los puntos de control cubiertos por la hojarasca quemada; [3] 21 simulaciones a una distancia de 0.5 metros desde cada punto de control, donde la cobertura de hojarasca quemada fue cuidadosamente eliminada de forma manual, quedando expuesta la capa de cenizas; [4] 21 simulaciones a una distancia de 0.5 metros desde cada punto de control, donde la hojarasca y la capa de cenizas fueron cuidadosamente retiradas y la superficie mineral del suelo quedó expuesta; finalmente, [5] 21 simulaciones sobre los puntos de control tras un período de 1 año. Los ensayos de simulación de los experimentos [2], [3] y [4] se desarrollaron entre el primer y el séptimo día tras el fuego experimental.

Para cada ensayo de lluvia simulada, se registró el tiempo de encharcamiento (T_p), tiempo de generación de la escorrentía (T_r), y el coeficiente de escorrentía. El tiempo de encharcamiento fue estimado cuando el 40% de la superficie mostraba acumulación de agua sobre las áreas planas o cóncavas de la superficie del suelo. Según Cerdà (2001), tal determinación visual identifica las áreas donde la superficie de algunos milímetros del suelo está saturada. Este análisis fue realizado por la misma persona en todos los casos, con el apoyo de fotografías realizadas a intervalos regulares.

La escorrentía superficial fue dirigida hacia el exterior del anillo mediante un canal instalado a favor de la pendiente hasta un recipiente instalado en el suelo. El agua de escorrentía fue muestreada a intervalos de 2 minutos para las determinaciones volumétricas y mediciones de las concentraciones de sedimentos, tras ser eliminados los residuos de materia orgánica y vegetación. El cálculo de la carga de sedimentos desplazados incluyó el volumen de suelo erosionado y las partículas de cenizas, que será denominado a partir de ahora como “pérdida de suelo”.

4.2.4 MUESTREO DE CAMPO

Antes del incendio y de los ensayos de simulación de lluvia, se recogieron tres muestras de suelo (0 a 10 cm de profundidad) a una distancia situada 0.5 metros pendiente abajo desde cada punto marcado para llevar a cabo los análisis físicos y químicos. La media de estos valores se tomó como representativa de cada punto.

En 5 puntos aleatoriamente distribuidos dentro de un área circular de un metro de diámetro alrededor de cada punto de muestreo se midió la profundidad de la capa de hojarasca quemada y la profundidad de las cenizas. La profundidad media se tomó como representativa del punto de muestreo.

4.2.5 REPELENCIA AL AGUA

La repelencia al agua en suelos para cada punto de muestreo fue medida usando el método del tiempo de penetración de la gota de agua (WDPT) como en Wessel (1988). Para cada punto de muestreo, se recogieron muestras antes del incendio (capa de hojarasca), inmediatamente después del incendio (hojarasca, cenizas y suelo) y tras un período de un año (hojarasca) para el análisis de la repelencia al agua en el laboratorio. Las muestras se secaron hasta un peso constante y se depositaron en un vidrio de reloj (Figura 36). Cada muestra se niveló y se mantuvo en condiciones estándar durante 24 horas.

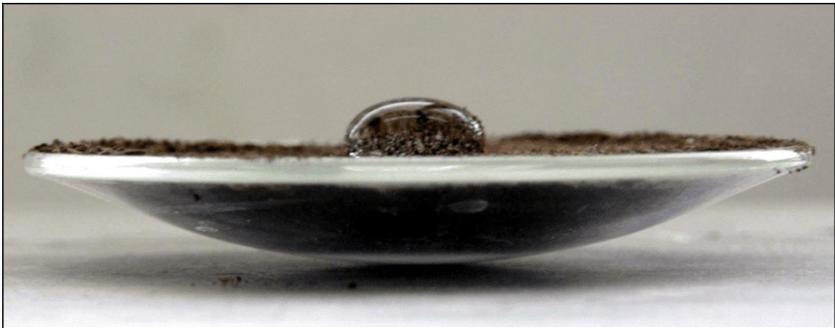


Figura 36. Detalle de la realización del test WDPT.

El método WDPT consiste en colocar una gota de agua sobre la superficie del suelo y se registra el tiempo que necesita el agua para penetrar en el suelo. El test WDPT mide el tiempo que persiste la hidrofobicidad sobre la superficie porosa. De esa manera el WDPT relaciona la hidrofobicidad con las condiciones hidrológicas, porque la cantidad de escorrentía superficial es afectada por el tiempo requerido por la infiltración de las gotas de lluvia. Cinco gotas de agua destilada (20 °C) fueron aplicadas mediante una jeringa hipodérmica sobre la superficie del suelo. El tamaño de la gota oscilaba entre 0.4-0.5 mm de diámetro (0.0034-0.066 ml). El tiempo de penetración para cada gota fue registrado, y la media

en el tiempo de penetración se tomó como representativa del WDPT para cada muestra de suelo. DeBano (1981) sugirió que el suelo podía ser considerado repelente al agua si la gota de agua no se infiltra en los primeros 5 s (ver también Adams *et al.*, 1969; Robert & Carbon, 1971). Según Bisdom *et al.* (1993), la superficie del suelo con un WDPT inferior a 5 s serán considerados como hidrofílico, entre 5 y 60 s como ligeramente repelente al agua, entre 60 y 600 s como severamente repelente al agua. No se han detectado superficies con una WDPT superiores a los 3600 segundos (extrema repelencia al agua).

4.2.6 MÉTODOS DE LABORATORIO

Parte de las muestras fueron secadas al aire libre y tamizadas (0-2 mm) para determinar el contenido de carbono orgánico por el método de Walkey-Black (MAPA, 1982). La humedad del suelo se determinó gravimétricamente antes de la simulación de lluvia. La proporción de partículas superiores a 2 mm se determinaron según USDA (2004); las muestras secadas al aire fueron tamizadas a menos de 2 mm; previamente al análisis textural se eliminó la materia orgánica mediante adición de H₂O₂ (6 %). Las fracciones del tamaño menores de 2 mm (2-0.05 mm, arenas; 0.05-0.002, limos; < 0.002 mm, arcilla) se determinaron por el método de la pipeta.

4.2.7 ANÁLISIS DE DATOS

El análisis de datos incluyó correlaciones, regresiones y análisis de varianza. Se comprobaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad usando los métodos de Shapiro-Wilk y Brown-Forsyth, respectivamente. Cuando la hipótesis nula del test ANOVA fue rechazada, se llevaron a cabo comparaciones pos-hoc (test HSD de Tukey) para investigar las diferencias entre medias. Todos los cálculos y representaciones gráficas se hicieron mediante el software STATISTICA, versión 6 (StatSoft, Inc. 2001).

4.3 RESULTADOS

4.3.1 CARACTERÍSTICAS DEL INCENDIO EXPERIMENTAL

La cobertura de la vegetación previa al incendio era cercana al 100 % en el área de estudio (Figura 37). La carga media de combustible en el área estuvo entre $1.8 \pm 0.3 \text{ Kg m}^{-1}$. El incendio experimental se extendió a todo el brezal en aproximadamente 25-30 minutos. Según Neary *et al.* (2005), los fuegos prescritos muestran una baja intensidad y severidad como consecuencia de la baja temperatura del aire, la alta humedad relativa, y la elevada humedad del suelo en las condiciones del incendio, en las que la carga de combustible es baja y la humedad del combustible puede ser elevada. Para intentar simular las condiciones de un incendio natural, el fuego se mantuvo durante dos horas incrementado la severidad y la duración de éste en el suelo. Una vez extinguido el fuego, la superficie quedó cubierta por el esqueleto de las plantas quemadas, hojarasca quemada, y una delgada capa de cenizas (Figura 37).

El contenido medio de humedad para el combustible fresco fue de 103.1 % (Tabla 18). Según Neary *et al.* (2005) los restos de materia orgánica parcialmente descompuesta arden de manera más eficiente cuando el contenido de humedad es menor al 30 %, aún cuando cantidades variables pueden arder con contenidos en humedad entre el 30 y el 150 %. Previamente al incendio experimental, el suelo se encontraba muy seco, con un contenido en humedad del $4.5 \pm 1.3 \%$ (aproximadamente 1/3 el punto de marchitez permanente; Tabla 19).

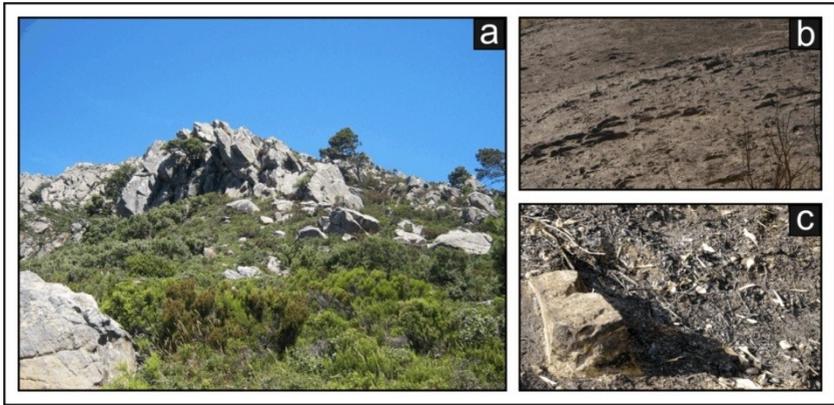


Figura 37. Vista de un brezal natural en el área de estudio (a) y dos detalles del área quemada experimentalmente (b) y de la hojarasca quemada sobre la capa de cenizas (c).

Tabla 18. Condiciones ambientales previas al fuego y características del fuego durante el incendio experimental.

Humedad y condiciones ambientales		Características del fuego	
Humedad ambiental	31.6 %	Altura media de llama	2 m
Velocidad del viento	<1 m s ⁻¹	Tasa media de avance	1.8 m min ⁻¹
Temperatura ambiental	28 °C	Máxima temperatura media	
Humedad de residuos secos de <i>Erica australis</i>	3.8 %	En la hojarasca	560 °C
Humedad de residuos frescos de <i>Erica australis</i>	103.1 %	En la superficie del suelo	98 °C
Humedad de la hojarasca	10.58 %	2 cm bajo la superficie del suelo	65 °C
Carga de combustible media	1.8 kg m ⁻²		

Tabla 19. Caracterización de los puntos experimentales. N=21.

Propiedad		Promedio	Desviación estándar	Máximo	Mínimo
Pendiente	(%)	8.4	1.2	10.5	6.1
Humedad del suelo	(%)	4.5	1.3	7.0	2.0
Materia orgánica	(%)	3.1	0.7	4.1	2.0
Arcilla	(g kg ⁻¹)	23.6	4.6	29.6	15.9
Arena	(g kg ⁻¹)	40.1	7.2	52.9	30.2
Fragmentos gruesos	(%)	3.2	1.9	6.0	0.1
Profundidad de la hojarasca antes del fuego	(cm)	6.2	1.2	8.2	4.0
Profundidad de la hojarasca tras el fuego	(cm)	4.1	0.9	6.0	2.8
Profundidad de la capa de cenizas tras el fuego	(cm)	4.1	1.0	5.3	2.5

Las llamas fueron moderadamente elevadas y la velocidad media de avance del fuego fue de 1.8 m min⁻¹ (Tabla 18). Durante el incendio se alcanzaron temperaturas superiores a los 500 °C durante algunos segundos. Por otro lado, temperaturas superiores a 300 °C persistieron durante periodos de 20 a 30 minutos en algunos puntos. Tras el fuego, La materia orgánica se carbonizó, aunque las estructuras anatómicas eran perceptibles en muchas ocasiones. La mayoría de las ramas delgadas (< 10 mm) se consumieron. Por debajo de la capa de residuos orgánicos, el suelo se vio afectado por cambios de color hasta poca profundidad, y la presencia de cenizas de color oscuro indicó una baja severidad del fuego en la mayoría de la superficie quemada. A lo largo de las siguientes semanas, se detectó el rebrote post-incendio de las especies perennes, como es frecuente en las especies de brezal (Ojeda *et al.*, 1996), indicando que los órganos subterráneos no se vieron afectados irreversiblemente.

Se observaron pequeñas variaciones en la severidad e intensidad del fuego a través del área quemada. Las capas de ceniza y de materia orgánica abrasada se distribuyeron de forma homogénea, excepto en algunos puntos donde la carga de combustible fue muy elevada. Las plantas se consumieron de forma semejante y las bases de las plantas herbáceas se consumieron totalmente.

4.3.2 CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS EXPERIMENTALES

Antes del incendio, una densa cubierta de vegetación natural cubría casi el 100 % del área experimental, con una composición dominada por especies como *Erica australis*, *Calluna vulgaris*, *Genista tridentata* y *Cistus sp.* Las características principales de los suelos en los puntos de muestreo se muestran en la Tabla 19. Las pendientes determinadas en la ladera oscilaron entre el 6.1 y el 10.5 %. La humedad del era baja debido a que el trabajo de campo se realizó en la estación seca, mostrando un rango entre en 2.0 y el 7.0 %. La media en el contenido de materia orgánica fue del 3.1 %. La textura del suelo varió entre arenosa franca y francoarcillosa, aunque la mayoría de las texturas del suelo en los puntos de muestreo fue franca. El contenido de fragmentos gruesos fue muy bajo, con una valor medio de 3.2 %.

4.3.3 CARACTERIZACIÓN DE LA CAPA SUPERFICIAL

La Tabla 19 muestra la profundidad de la materia orgánica y de las capas de cenizas. Un volumen importante de hojarasca y residuos permaneció en la superficie del suelo inmediatamente tras el incendio. Durante un período de tiempo inmediatamente posterior al fuego, ramas y hojas procedentes de la vegetación carbonizada siguieron acumulándose de forma gradual sobre las capas de cenizas del suelo. La cubierta de hojarasca sólo se consumió de forma parcial, de modo que residuos tanto quemados como intactos terminaron cubriendo más del 98 % del espacio experimental tras el incendio. La escorrentía tras las lluvias naturales o el viento pueden causar la redistribución de la materia orgánica o de las cenizas tras el fuego, pero no se observaron precipitaciones durante los experimentos y la velocidad del viento fue

muy baja durante los primeros siete días posteriores al incendio (el rango de velocidad del viento estuvo entre 0 y 4.5 Km h⁻¹). Durante la primera semana tras el incendio, la capa hojarasca carbonizada tenía una profundidad media de 4.1 ± 0.9 cm, y oscilaba en un rango de 2.8 a 6.0 cm, distribuyéndose de forma homogénea sobre la superficie del suelo durante los experimentos. Tras la eliminación de la capa de hojarasca, se observó que las capas de cenizas mostraron una profundidad media de 4.1 ± 1.0 cm. La cobertura de cenizas sobre la superficie del suelo era especialmente densa en aquellos lugares donde la cantidad de combustible había sido elevada (por ejemplo, bajo los esqueletos de las plantas o densos ramajes de matorral). La distribución de las cenizas en la superficie del suelo también fue bastante homogénea.

4.3.4 REPELENCIA AL AGUA TRAS EL INCENDIO

Antes del fuego, las superficies de los suelos eran severamente hidrofóbicas, con un rango de WDPT de 448 a 816 para la capa de materia orgánica (Tabla 20). Más del 50 % de las pruebas mostraron un tiempo de penetración de la gota de agua superior a los 600 s. Durante un período de 7 días tras el incendio de los suelos, la repelencia al agua se redujo de forma considerable. El tiempo medio de penetración de la gota de agua fue de 84 s para la capa de hojarasca y de 55 s para la capa de ceniza. El porcentaje de las mediciones estaba por debajo de los 60 s (ligeramente hidrofóbico) se incrementó desde el 24 % para la capa de hojarasca al 100 % para la capa de cenizas. Cuando las capas de hojarasca o cenizas se eliminaron, el tiempo medio de penetración de la gota de agua en la superficie de suelo mineral expuesto se incrementó a 197 s (fuertemente hidrofóbicos), y el 100 % de los valores de WDPT fueron superiores a los 60 s.

Tras un período de 1 año, los valores medios de WDPT en las capas de hojarasca incrementaron hasta el 80% del vaor previo al fuego. En este caso, el 28.6 % de los puntos de muestreo mostraron un tiempo de penetración mayor a los 600 s.

Tabla 20. Tiempo de penetración de la gota de agua (s) antes y después del fuego. Medias en la misma fila seguidas de la misma letra no mostraron diferencias significativas. N=21.

	Antes del fuego	Inmediatamente tras el fuego			Después de un año	ANOVA p
	Capa de hojarasca	Capa de hojarasca quemada	Capa de cenizas	Suelo desnudo	Capa de hojarasca	<0.01
Promedio	647e	84b	6a	197c	517d	
Desv. Est.	109	33	2	61	111	
Max.	816	138	9	310	686	
Min.	448	16	2	98	367	

4.3.5 RESPUESTA HIDROLÓGICA A LA SIMULACIÓN DE LLUVIA

En los ensayos de simulación de lluvia previos al fuego, el valor de Tp fue de 1454.5 s, siendo significativamente diferente del Tp observado en las capas de hojarasca carbonizada tras el incendio, 2539.5 s (Tabla 21). El promedio de Tp en la capa de cenizas fue de 2247.5 s, no siendo significativamente diferentes entre sí estos dos últimos valores. En contraste, el encharcamiento fue considerablemente más rápido en la superficie de suelo descubierto, donde el rango de valor de Tp estuvo entre 65 y 359 s. La correlación entre Tp y la profundidad de la capa fue significativamente positiva en el caso de la hojarasca carbonizada y de las cenizas (Figura 38). El promedio de Tp y Tr 1 año después del incendio no fue significativamente diferente de las medidas de control antes del fuego.

Se detectó escorrentía en todos los experimentos. La iniciación de la escorrentía mostró un comportamiento similar al de acumulación (Tabla 21). Antes del fuego, la escorrentía se retrasó en 1553.2 s de media. Tras el fuego, el promedio de Tr en las capas de hojarasca y cenizas era de 2825.4 y 2646.1 s. Cuando las capas de materia orgánica y cenizas se eliminaron, el Tr en la superficie de los suelos descubiertos llegó a ser mucho más rápido (423.0 s de media). El Tr mostró una significativa

correlación positiva con la profundidad de las capas, como se puede observar en la Figura 39.

Tabla 21. Tiempo de encharcamiento (Tp) y tiempo de generación de escorrentía (Tr) durante los experimentos de simulación de lluvia tras el incendio. Medias en la misma fila seguidas de la misma letra no mostraron diferencias significativas. N=21.

		Antes del fuego	Inmediatamente tras el fuego			Después de un año	ANOVA, p
			Capa de hojarasca quemada	Capa de cenizas	Suelo desnudo		
Tp (s)	Promedio	1454.5b	2539.5c	2247.5c	243.0a	1312.2b	<0.01
	Desv. Est.	320.6	417.8	628.6	78.5	225.6	
	Max.	1974	3567	3147	359	1691	
	Min.	1076	1839	1048	65	1054	
Tr (s)	Promedio	1553.2b	2825.4c	2646.1c	423.0a	1405.7b	<0.01
	Desv. Est.	310.3	492.6	679.7	121.5	221.3	
	Max.	2037	3131	3475	647	1753	
	Min.	1196	1991	1419	246	1106	

El coeficiente de escorrentía (Tabla 22) antes del incendio se encontraba entre 1.3 y 7.4 %, con un valor promedio de 3.9 %. Este valor no era significativamente distinto del coeficiente de escorrentía principal para las capas de hojarasca y cenizas (5.1 % y 4.2 %, respectivamente). En el caso de la superficie de suelo mineral, el coeficiente medio de escorrentía se incrementó hasta el 48.7 %, oscilando entre el 21.4 y 79.2 %.

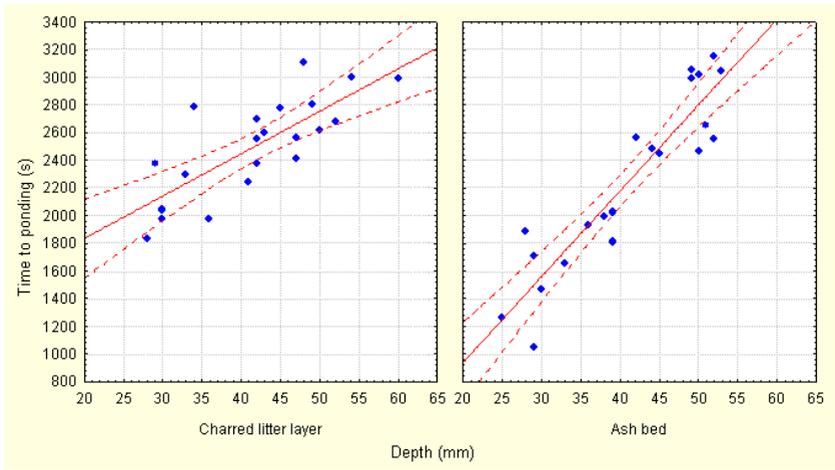


Figura 38. Regresiones lineales entre el tiempo de encharcamiento y la profundidad de la hojarasca quemada o la capa de cenizas.

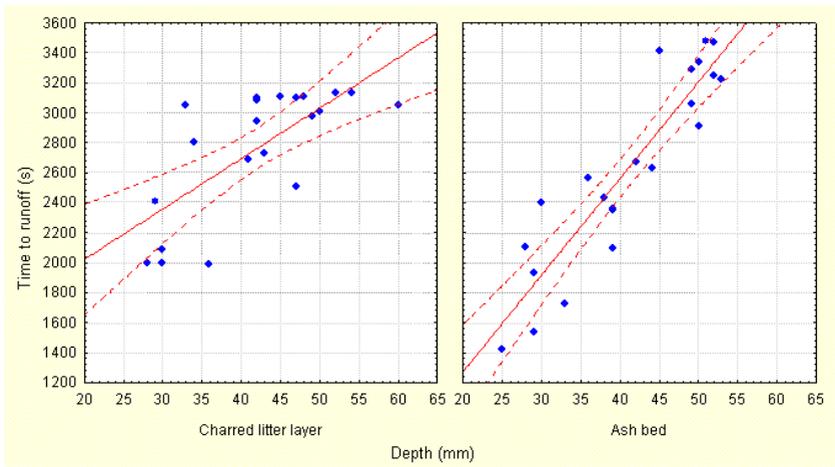


Figura 39. Regresiones lineales entre el tiempo de generación de escorrentía y la profundidad de la hojarasca quemada o la capa de cenizas.

Tabla 22. Coeficientes de escorrentía y pérdida de suelo antes y después del fuego. Medias en la misma fila seguidas de la misma letra no mostraron diferencias significativas.

		Antes del fuego	Inmediatamente tras el fuego			Después de un año	ANOVA, p
			Capa de hojarasca quemada	Capa de cenizas	Suelo desnudo		
Coef. De escorrentía (%)	Promedio	3.9a	5.1a	4.2a	48.7b	5.0a	<0.01
	Desv. Est.	2.2	1.4	2.0	18.8	2.3	
	Max.	7.4	7.2	6.8	79.2	1.3	
	Min.	1.3	1.5	0.6	21.4	7.8	
Pérdida de suelo (g m⁻²)	Promedio	3.6a	4.2a	2.6a	162.8b	3.4a	<0.000001
	Desv. Est.	1.4	0.9	0.9	200.3	1.5	
	Max.	5.4	5.5	4.0	651.3	1.0	
	Min.	1.5	1.8	1.1	13.0	5.4	

La Figura 40 muestra las relaciones entre el coeficiente de escorrentía y la profundidad del suelo para las capas de hojarasca y cenizas. El coeficiente de escorrentía para la capas de cenizas fue negativo y bien correlacionado con la profundidad, pero ambas variables mostraron una débil correlación en el caso de la hojarasca.

Tras el período de 1 año, se observó que la superficie del suelo se hallaba parcialmente cubierta bajo una capa de materia orgánica (principalmente de hojas caídas de *Erica*) y otros residuos. Los suelos minerales también fueron cubiertos por plantas herbáceas restos de ellas. Parches residuales de cenizas aún cubrían homogéneamente la superficie mineral del suelo. En esas condiciones, los principales coeficientes de escorrentía no mostraron diferencias significativas con las medidas de control antes del fuego.

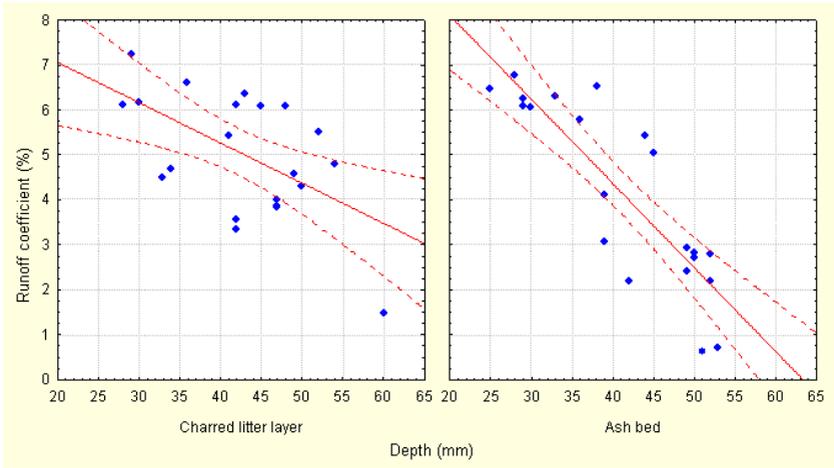


Figura 40. Regresiones lineales entre el coeficiente de escorrentía y la profundidad de la hojarasca quemada o la capa de cenizas.

4.3.6 PÉRDIDA DE SUELO

La relación entre la pérdida de suelo y el coeficiente de escorrentía para los diferentes puntos de muestreo inmediatamente tras el incendio, puede explicarse por una ecuación exponencial (Figura 41). El análisis de varianza no confirmó diferencias significativas entre la pérdida de suelo antes y después del incendio para la superficie expuesta (Tabla 22).

Como promedio, la pérdida de suelo fue de $3.6 \pm 1.4 \text{ g m}^{-2}$ antes del incendio y de $4.2 \pm 0.9 \text{ g m}^{-2}$ para la capa de hojarasca tras el incendio. Incluso cuando la capa de hojarasca fue eliminada, la pérdida de suelo para la capa de cenizas fue de $2.6 \pm 0.9 \text{ g m}^{-2}$. Sin embargo, en el caso del suelo mineral descubierto, tras la eliminación manual de la hojarasca y la ceniza, la pérdida de suelo presentó una alta variabilidad, con un valor medio que se incrementó hasta $162.8 \pm 200.3 \text{ g m}^{-2}$. Sólo siete puntos de muestreo mostraron un porcentaje de pérdida de suelo mayor a 100 g m⁻².

², y tres puntos de muestreo alcanzaron valores superiores a 590 g m⁻², lo que puede explicar esta gran dispersión de los datos. La presencia de raíces y rocas parcialmente introducidas bajo la superficie del suelo intensificó el flujo de escorrentía en estos siete puntos. El promedio de pérdida de suelo tras un año del fuego mostró valores similares a los iniciales.

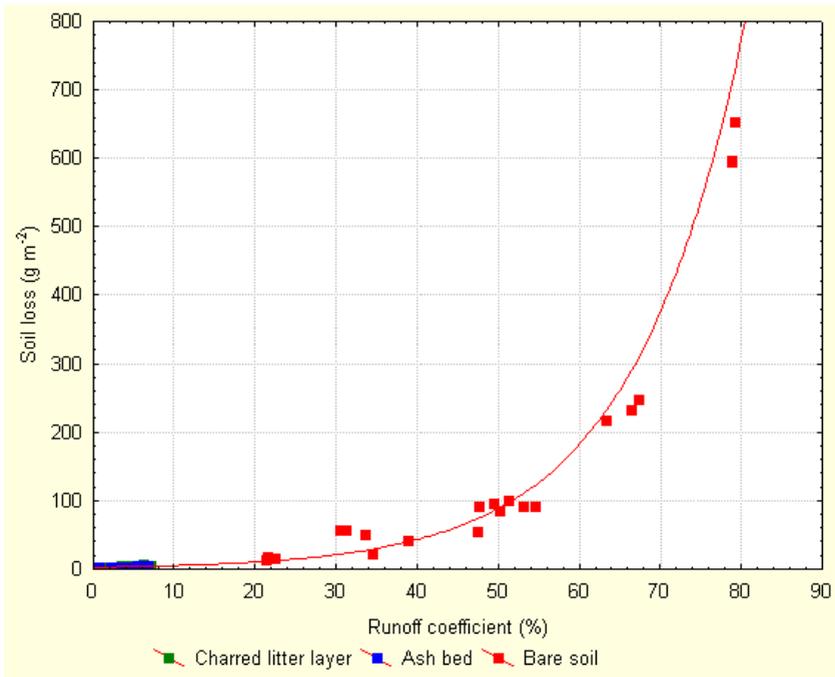


Figura 41. Relación exponencial entre la tasa de pérdida de suelo y el coeficiente de escorrentía inmediatamente posterior al incendio experimental para la hojarasca quemada (cuadrados verdes), capa de cenizas (cuadrados azules) y superficie de suelo desnudo (triángulos). Ecuación exponencial: pérdida de suelo = 2.362e0.072-coeficiente de escorrentía; R² = 0.961.

4.4 DISCUSIÓN

4.4.1 PROPIEDADES DE LA MATERIA ORGÁNICA CARBONIZADA Y DE LA COBERTURA DE CENIZAS INMEDIATAMENTE TRAS EL INCENDIO

La cantidad y las características de las cenizas y materia orgánica tras el incendio dependen de la vegetación y los residuos existentes antes del incendio y de la intensidad del fuego (Ulery *et al.*, 1993). La magnitud de los cambios que tienen lugar durante un fuego depende en gran parte del nivel de la severidad del fuego, la combustión y los procesos de transferencia de calor, las temperaturas alcanzadas durante el fuego y las propiedades del suelo en las capas superficiales, así como del umbral de temperatura al que estas propiedades cambian (Ulery *et al.*, 1993).

Después del fuego, capas gruesas de materia orgánica pueden originar un manto de cenizas sobre la superficie del suelo. En los matorrales, las estructuras anatómicas pueden aún ser discernibles después de fuegos de intensidad baja, aunque la hojarasca y los residuos vegetales se consumen completamente si el fuego es de moderada o alta intensidad (Ryan & Noste, 1985).

A lo largo de los experimentos se comprobó que la capa de hojarasca se hallaba homogéneamente distribuida sobre la superficie quemada, aunque la profundidad de la capa de hojarasca carbonizada disminuyó durante nuestra investigación (desde 6.2 ± 1.2 cm de profundidad en el área control hasta 4.1 ± 0.9 cm tras el incendio, Tabla 19). La capa de cenizas depositada tras el incendio también fue bastante homogénea (2.8-6.0 cm de espesor), ya que la distribución del combustible mostró pocas variaciones, exceptuando puntos aislados donde el esqueleto de plantas leñosas o arbustos con gran densidad de ramas se quemaron. La persistencia de una capa de hojarasca chamuscada y parcialmente consumida sobre una gruesa capa de cenizas es un rasgo común después de incendios forestales de media o alta intensidad (Moreno & Oechel, 1989; Marion, *et al.*, 1991).

Sin embargo, no existen muchos datos acerca de la cobertura de cenizas y su profundidad después de la acción del fuego. Algunos valores observados de profundidad son 0.6 cm después de incendios forestales de alta severidad en bosques de coníferas en California (Goforth *et al.*, 2005), 1 cm en un bosque de *Eucalyptus* después de los incendios de 1994 en Sidney (Prosser & Williamns, 1998), 1-2 cm tras un incendio experimental en una cuenca cubierta por chaparral en California del Sur (Hubbert *et al.*, 2006), 7.0 cm después de un incendio experimental en un bosque de robles en California (Ulery *et al.*, 1993), 1.5 cm después del incendio de 1994 en Montana (Woods and Balfour, 2008) o 24-79 mm tras un incendio forestal intenso en un bosque de pino en Valencia (Cerdà and Doerr, 2008).

4.4.2 CAMBIOS EN LA REPELENCIA AL AGUA

Antes del incendio experimental, se observó severa repelencia al agua en la capa expuesta de hojarasca. Valores similares fueron observados por Jordán *et al.* (2008) en suelos bajo brezal mediterráneo. La repelencia determinada en la superficie expuesta de la capa de hojarasca descendió 7.7 veces como promedio respecto a los valores inmediatamente anteriores al incendio. Después del fuego, se observó que la repelencia de la capa de hojarasca y de las cenizas era fuerte y ligera, respectivamente. Aunque las temperaturas medidas en el suelo durante el incendio fueron demasiado bajas para causar la destrucción de las sustancias hidrofóbicas en el suelo mineral (según las conclusiones de DeBano, 2000), los cambios observados en la superficie expuesta del suelo son una consecuencia de las diferencias entre la hojarasca fresca y la carbonizada.

Después de retirar las capas de hojarasca y de ceniza, la repelencia observada en la superficie del suelo mineral fue incluso mayor que en las anteriores. Este hecho puede explicarse si tenemos en cuenta la facilidad con que las partículas más gruesas se ven recubiertas por compuestos orgánicos hidrofóbicos arrastrados desde las capas de residuos orgánicos más superficiales (Meeuwig, 1971; DeBano, 2000; Doerr *et al.*, 2000).

El efecto de la baja intensidad del fuego en la vegetación, la hojarasca y la materia orgánica puede potenciar la hidrofobicidad en el suelo mediante la volatilización de compuestos hidrofóbicos orgánicos y su condensación posterior sobre la superficie de las partículas del suelo. Sin embargo, cuando las temperaturas superan los 300 °C, el fuego puede eliminar la repelencia al agua que existiese previamente (DeBano *et al.*, 1976). Parece claro, por tanto, que el incendio experimental llevado a cabo en el área de estudio redujo la repelencia al agua de la capa orgánica expuesta en la superficie del suelo durante la primera semana.

Sin embargo, sólo un año después, la repelencia al agua observada en la superficie expuesta se había incrementado hasta valores cercanos a los observados en muchos de los puntos control antes del incendio. Después de un año, el promedio de tiempo de penetración de la gota de agua en la capa de hojarasca fue sólo ligeramente más corto que antes del incendio (un 80 % del valor inicial). La reducción significativa de la repelencia en la superficie de los puntos quemados experimentalmente inmediatamente después del fuego y el incremento observado un año después sugieren una rápida recuperación de la hidrofobicidad inicial. En puntos cercanos y en suelos similares también bajo brezal, Jordán *et al.* (2008) determinaron valores de WDPT de 661 ± 196 s, los cuales son semejantes a los valores observados en la capa de hojarasca antes del fuego y diferentes significativamente de los determinados un año después del incendio ($p=0.0138$).

La persistencia de una capa de hojarasca y de residuos orgánicos en el suelo (donde la temperatura fue relativamente baja) y la redistribución de sedimentos desde áreas vecinas después de la estación lluviosa son algunas de las posibles explicaciones al rápido restablecimiento de las propiedades iniciales.

La magnitud de la repelencia al agua inducida por el fuego en el suelo depende también de otros parámetros muy diversos, incluyendo el tipo y cantidad de la materia orgánica presente (Neary *et al.*, 2005). La persistencia de determinados compuestos orgánicos o de la actividad fúngica y microbiana después del incendio pueden explicar la presencia de hidrofobicidad tras un período de un año. Martínez-Zavala & Jordán-

López (2009), por ejemplo, sugirieron que la repelencia al agua de suelos bajoespecies de *Erica* o *Calluna* en el área de estudio puede estar vinculada a la presencia de exudados y compuestos fenólicos hidrofóbicos, como resultado de la actividad de los hongos y otros microorganismos en asociación con las especies vegetales.

4.4.3 CAMBIOS EN EL COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO Y LOS PROCESOS EROSIVOS DEL SUELO

La heterogeneidad de las alteraciones del fuego en la superficie del suelo y diversos factores ambientales condicionan la respuesta hidrológica y erosiva (Shakesby & Doerr, 2006). En general, se espera que las lluvias tras un incendio generen importantes pérdidas de suelo (Prosser & Williams, 1998). Sin embargo, aunque la recuperación de la cobertura vegetal es considerada como el principal factor en la restauración de las tasas de erosión previas al incendio, la influencia de una capa de hojarasca y restos carbonizados, así como de un lecho de cenizas considerable que permanezcan sobre la superficie, no son hechos que se tengan en cuenta normalmente. Esta idea ha sido discutida por varios autores en trabajos recientes. Woods & Balfour (2008), por ejemplo, después de ensayos de lluvia simulada a una intensidad de 75 mm h^{-1} , observaron que tanto la escorrentía como la pérdida de sedimentos generadas se redujeron en un 30 % y un 40 % respectivamente. Como ellos observaron, el lecho de cenizas proporcionó una capacidad adicional de almacenamiento de agua y contribuyó a la protección del suelo mineral subyacente, evitando la formación de costras superficiales. De ese modo, el tiempo de encharcamiento en los puntos cubiertos por cenizas fue mucho mayor de lo esperado, y la tasa de escorrentía fue claramente menor que la observada en puntos control sin cenizas. En un experimento similar, Cerdà & Doerr (2008) observaron una reducción importante en ambos parámetros, sugiriendo que la presencia de una gruesa capa de cenizas y acículas de pino o sólo de cenizas parece ser suficiente para evitar una alta escorrentía capaz de causar el desprendimiento y arrastre de partículas del suelo.

Por otro lado, y de acuerdo con algunos autores, las cenizas contribuyen a taponar los macroporos (Lavee *et al.*, 1995), aunque pueden retrasar el

inicio de la escorrentía (Cerdà, 1998; Doerr *et al.*, 2006; Cerdà & Doerr, 2008). En este estudio, tanto el encharcamiento como el inicio de la escorrentía se vieron retrasados considerablemente en los puntos estudiados. El tiempo requerido para causar encharcamiento de la superficie y para formar escorrentía sobre la capa de hojarasca fue, como promedio, 1.7 y 1.5 veces mayor que el valor observado antes del fuego en la superficie de hojarasca expuesta.

Los cambios en el tiempo de encharcamiento pueden estar relacionados con la repelencia al agua observada en la superficie. Antes del fuego, la repelencia determinada mediante el test WDPT fue severa (647 s), mientras que sólo fue fuerte (84 s) o ligera (55 s) en la capa de hojarasca o de cenizas, respectivamente. El retraso del encharcamiento y la formación de escorrentía pueden explicarse también en parte por el incremento en la capacidad de almacenamiento de agua. La infiltración previa al incendio fue de 49 mm en la capa de hojarasca (bajo una intensidad de lluvia de 70 mm h⁻¹ durante un período de 0.7 h) y 43.7 mm en la ceniza (70 mm h⁻¹ durante un período de 0.6 h). Sin embargo, el agua infiltrada hasta la aparición del encharcamiento antes del fuego fue de sólo 28 mm (70 mm h⁻¹ durante un período de 0.4 h).

El almacenamiento de agua en las capas de hojarasca quemada y de cenizas tuvo un importante efecto sobre la reducción de la tasa de escorrentía y el retraso de su iniciación tras el fuego. Otros investigadores han demostrado también la importancia de la capacidad de almacenamiento de agua de una capa de cenizas (Cerdà, 1998; Doerr *et al.*, 2006; Woods & Balfour, 2008; Cerdà & Doerr, 2008). Lluvias con intensidades con un periodo de retorno de dos años en el área de estudio (70 mm h⁻¹) requieren como promedio 25.9 minutos para generar escorrentía. Después del fuego, este período se incrementó hasta 47 minutos en la capa de hojarasca. Después de agentes naturales (como el viento) ocasionen una redistribución del material y quede expuesta la ceniza, el tiempo de generación de escorrentía no variará significativamente.

El coeficiente de escorrentía no varió significativamente tras el fuego. No se observaron diferencias importantes entre la tasa de pérdida de suelo

entre regueros antes y después del incendio sobre la capa de hojarasca. En los puntos donde la capa de hojarasca quemada fue retirada manualmente, la tasa de erosión se redujo hasta 2.6 g m^{-2} en la superficie de cenizas. Sin embargo, tanto la escorrentía como la pérdida de sedimentos se incrementaron en los ensayos sobre suelo mineral desnudo. La pérdida de sedimentos en este caso fue hasta dos órdenes de magnitud mayor que en el resto. La pérdida de sedimentos entre regueros se incrementó como una función lineal de los coeficientes de escorrentía en la capa de hojarasca y en la de cenizas ($R^2 = 0.616$). Por otro lado, la pérdida de sedimentos se incrementó exponencialmente cuando se consideraron los puntos de suelo desnudo. La relación entre los coeficientes de escorrentía y el tiempo de penetración de la gota de agua mostró un coeficiente de correlación relativamente alto ($R^2 = 0.75$).

Esta correlación fue menor, pero significativa, cuando se consideró sólo la capa de hojarasca (0.54), el lecho de cenizas (0.41) o el suelo desnudo (0.50). Ya que la capa de cenizas y hojarasca cubría casi el 100 % de la superficie tras el incendio, los cambios a pequeña escala en la respuesta hidrológica podrían ser atribuidos a cambios en la repelencia al agua de la superficie expuesta. Teniendo en cuenta estos resultados, el efecto del impacto de las gotas de lluvia a una intensidad de 7 mm h^{-1} podrían no producir pérdidas importantes de sedimentos mientras el suelo mineral está aún protegido. Una vez que el lecho de cenizas es redistribuido o retirado por agentes naturales, el riesgo de erosión se ve incrementado considerablemente. Entonces, la ceniza y las partículas finas del suelo pueden sellar los poros y favorecer la generación y aceleración de la escorrentía (Neary *et al.*, 1999).

Una capa de hojarasca o de cenizas de un espesor cercano a 4 cm como los observados durante este experimento, pueden hacer disminuir el riesgo de pérdida de suelo durante el período inmediatamente posterior al fuego. De acuerdo con Cerdà & Doerr (2008), la noción ampliamente extendida de que el riesgo de erosión se ve incrementado tras el fuego podría no ser totalmente correcta en los casos en que se haya generado una deposición sustancial de cenizas. Estos autores observaron también que la susceptibilidad de pérdida de suelo será mayor tras la acción del

viento o de lluvias de suficiente intensidad como para reducir esta cubierta protectora antes de la recuperación de la vegetación.

Según varios autores (véase Moreno & Oechel, 1989; Marion, *et al.*, 1991; Úbeda, 2001), tras la acción de fuegos de media o alta intensidad los combustibles más finos se han consumido y la cobertura de hojarasca o los pequeños restos leñosos sobre la superficie del suelo están parcialmente carbonizados o consumidos, mientras que otros combustibles como los troncos y ramas principales o arbustos están ennegrecidos normalmente, pero no completamente consumidos. Algunos arbustos y árboles pueden sobrevivir. La capa de hojarasca carbonizada y parcialmente consumida puede recubrir un depósito más o menos grueso de cenizas. El calentamiento del suelo es muy débil, y la estructura se mantiene inalterada casi en su totalidad, de manera que la superficie de suelo mineral expuesto es muy pequeña (Wells *et al.*, 1979; Robichaud *et al.*, 2000). Por lo tanto, como otros autores han observado (Robichaud & Waldrop, 1994), la respuesta potencial de la escorrentía a la escala en que se ha analizado en esta investigación no varía esencialmente desde la situación previa al fuego.

Los ensayos de lluvia simulada a pequeña escala (en áreas menores de 1 m²) tienen algunos inconvenientes. Entre los más importantes, está que la baja energía desarrollada por el flujo laminar en distancias tan cortas no es suficiente para estudiar el desprendimiento y transporte de partículas, lo que constituye una representación limitada de la alta variabilidad espacial de la pendiente y la irregularidad de la superficie de las laderas (Boix-Fayos *et al.*, 2007). Cuanto más pequeña es el área de trabajo, menor es la energía del flujo laminar y más rápida su generación, debido a la baja concentración de las vías de flujo superficial. Además, la erosión en las áreas ocupadas por regueros en laderas de gran longitud no puede observarse mediante el uso de simuladores de pequeña escala (Hamed *et al.*, 2002). Sin embargo, este tipo de simuladores son muy adecuados para caracterizar rápidamente la respuesta hidrológica y erosiva de diferentes microambientes y para estudiar el efecto de los componentes superficiales del suelo (Boix-Fayos *et al.*, 2007), como los analizados aquí.

Un año tras el incendio, la vegetación natural cubría de nuevo casi completamente el área experimental. La mayoría de los brezos mostraron un rebrote muy activo y una elevada cobertura de plantas herbáceas se había desarrollado. Tanto la lluvia como el viento contribuyeron a la redistribución de las cenizas, pero aún se observaban cubiertas residuales cubriendo la ladera de una manera más o menos homogénea. Parte de las cenizas se habían depositado en irregularidades del terreno, lo que facilita reduce la velocidad de la escorrentía en esos puntos y facilita la infiltración. La rápida recuperación de la cobertura de plantas y el desarrollo de una incipiente capa de material orgánico sobre la superficie (en parte debida a los residuos caídos inmediatamente tras el incendio, en parte a tejidos desarrollados con posterioridad) contribuyeron al restablecimiento de las características hidrológicas y erosivas previas al incendio.

No obstante, las extrapolaciones de estos resultados a escalas mayores deben considerarse con cuidado, teniendo en cuenta las limitaciones del método empleado. Las tasas de escorrentía e infiltración observadas deben ser consideradas más como un índice de las diferencias relativas entre los puntos y coberturas analizados que valores absolutos extrapolables a escalas más grandes (Benavides-Solorio & MacDonald, 2001).

5 RESTABLECIMIENTO DE LA REPELENCIA AL AGUA DESPUÉS DE UN INCENDIO. ¿INDUCCIÓN POR EL FUEGO O HIDROFOBICIDAD NATURAL?*

* Jordán, A., **González, F.A.**, Zavala, L.M. 2009. Re-establishment of soil water repellency after destruction by intense burning in Southern Spain. Hydrological Processes. En prensa. DOI: 10.1002/hyp.7519.

5.1 INTRODUCCIÓN

La repelencia al agua en suelos por fuego inducido es una de las causas principales de la intensidad del flujo superficial y pérdida de suelo que se ha observado comúnmente tras los incendios forestales (véase Sartz, 1953; Morris & Moses, 1987; Scott & Van Wyk, 1990; Shakesby *et al.*, 1993; Abreu *et al.*, 1996; Inbar *et al.*, 1997; Robichaud & Brown, 1999; Zavala *et al.*, 2009a).

Algunos autores han descrito un incremento de la repelencia al agua en áreas afectadas por el fuego (véanse las revisiones de DeBano, 2000a, & Doerr *et al.*, 2000). El calentamiento del suelo y la translocación de las sustancias orgánicas volatilizadas durante el incendio afectan a la repelencia al agua (DeBano *et al.*, 1970; MacDonald & Huffman, 2004; Shakesby & Doerr, 2006). DeBano (1991) sugirió que durante la acción del fuego, parte de la materia orgánica se volatiliza perdiéndose hacia la atmósfera con el humo, pero que una pequeña cantidad se desplaza hacia abajo siguiendo los gradientes de temperatura en los primeros milímetros del suelo, y se condensa de nuevo para formar parte de una capa repelente al agua que impide la infiltración. DeBano & Krammes (1966) demostraron que la repelencia a agua tras un incendio depende en gran parte de la temperatura alcanzada durante el mismo. En sus experimentos, estos autores sometieron muestras de suelo a diferentes temperaturas, en rangos aproximadamente entre 150 y 480 °C durante intervalos de 5, 10, 15 y 20 minutos. De esa manera comprobaron que la repelencia al agua no cambió de forma significativa a temperaturas por debajo de los 175 °C, mientras que se incrementó considerablemente entre 175 y 200 °C. Sin embargo, la repelencia fue completamente destruida a temperaturas aproximadas de 280 °C. Tras estas observaciones, se han llevado a cabo muchos trabajos con el objetivo de establecer los umbrales de temperaturas específicos para el incremento o la destrucción de la repelencia al agua (Savage, 1974; Scholl, 1975; DeBano *et al.*, 1976; DeBano, 2000b; Robichaud & Hungerford, 2000; González-Pérez *et al.*, 2004; Doerr *et al.*, 2004, 2005; Bryant *et al.*, 2005). También se ha observado destrucción de la repelencia al agua tras

fuegos intensos en áreas repobladas en Sudáfrica (Scott & Van Wyk, 1990), en suelos bajo diferentes tipos de vegetación en el este de España (Cerdà & Doerr, 2005; Cerdà & Doerr, 2008) y en las captaciones de eucaliptales en Australia (Doerr *et al.*, 2006a).

Aunque el fuego no es la única causa de la repelencia al agua en los suelos, sí puede ser considerada como un factor “detonante”; distintos tipos de vegetación o especies vegetales, hongos y microorganismos, y la materia orgánica son consideradas ampliamente como las fuentes de sustancias hidrofóbicas en el suelo (Doerr *et al.*, 2000). Por otra parte, algunos autores han encontrado que las zonas que no han sufrido incendios nunca o durante períodos de tiempo muy largos muestran un rango de variabilidad de repelencia al agua bajo bosques de eucaliptos en Australia (Crockford *et al.*, 1991; Burch *et al.*, 1989; Scott, 2000; Doerr *et al.*, 2006a), Portugal (Doerr *et al.*, 1998), matorral mediterráneo (Martínez-Zavala & Jordán-López, 2009), bosques de encinas y alcornoques al este y sur de España (Cerdà *et al.*, 1998; Jordán *et al.*, 2008) e incluso en bosques de pinos y árboles de hoja caduca bajo climas de condiciones húmedas en la Europa central (Buczko *et al.*, 2002). Consecuentemente, no queda claro si la repelencia al agua en suelos quemados es siempre resultado de los incendios. Ya que se han observado elevados niveles de repelencia en suelos bajo distintos tipos de vegetación no afectados por el fuego, la pregunta que se presenta es hasta qué grado la repelencia al agua observada en áreas incendiadas en la actualidad es el resultado de la acción del fuego (Doerr *et al.*, 2009). Como contribución a esclarecer este punto, en esta investigación se ha estudiado el restablecimiento de las condiciones naturales de la repelencia al agua tras la destrucción por un incendio experimental intenso.

Los fuegos prescritos o experimentales permiten la investigación bajo condiciones controladas y permiten la recolección de datos de forma inmediata. Además, permiten estudiar fácilmente la duración de los cambios producidos en los suelos después del fuego puede. En esta investigación se han investigado los cambios producidos en los suelos después de un incendio intenso y la modificación de la repelencia al agua en el suelo a distintas profundidades (entre 0 y 40 mm) durante los

siguientes 18 meses, prestando atención a las consecuencias hidrológicas de los cambios.

Los objetivos de esta investigación, por lo tanto, son los siguientes: [1] estudiar la repelencia al agua de los suelos intensamente quemados bajo condiciones de campo y de laboratorio, [2] estudiar el progresivo restablecimiento de la repelencia al agua en los suelos, [3] discutir la eficacia de diversos índices de la repelencia al agua en suelos, [4] perfilar las implicaciones hidrológicas causadas por un fuego intenso en el área de estudio.

5.2 MÉTODOS

Los experimentos fueron conducidos en un área experimental en la Sierra de Algeciras (Suroeste de Cádiz, España), a unas coordenadas aproximadas de 36 ° 13.4 ' N y 5 ° 36.0 ' W y 313 m sobre el nivel del mar.

El material parental lo forman principalmente areniscas del Mioceno-Oligoceno (Areniscas del Algibe; Didon, 1960), las cuales producen suelos ácidos pobres en nutrientes. El clima es Mediterráneo, con inviernos fríos y húmedos y veranos cálidos y secos. La media de precipitaciones anuales es de 603 mm, con un máximo mensual de 108 mm (Diciembre) y un mínimo de 2 mm (Agosto). El número anual de días con precipitaciones superiores a 1 mm es de 60. La temperatura media del aire es suave, 16-18 ° C. La temperatura media mensual es de 22 ° C (Agosto) y una media mensual mínima de 13 ° C (Enero-Febrero). En verano, las montañas interceptan la humedad del viento que directamente proviene del Mar Mediterráneo, reduciendo la severidad de la sequía hasta cierto punto. La vegetación se encuentra formada por matorral abierto, dominando por matorral (*Erica australis* y *Calluna vulgaris*), jaras (*Cistus sp.*, *Halimium sp.*), robledilla (*Quercus lusitánica*), y leguminosas (*Calicotome villosa*, *Stauracanthus boivinii*, *Ulex borgiae* and *Genista tridentata*). Los principales tipos de suelos son Cambisoles, Regosoles y Leptosoles (de acuerdo con ISSS-AISS-IBG, 2006; ver Jordán *et al.*, 1998).

La distribución de los matorrales en el área de estudio se encuentra influenciada por el fuego, el aclarado del bosque y el pastoreo, lo que ha permitido que el matorral se extienda progresivamente a expensas de los bosques de alcornoque (Blanco *et al.*, 1991; Ojeda *et al.*, 1996). Entre 1988 y 1997, los incendios forestales en la provincia de Cádiz afectaron a una superficie media anual de 1049 ha (Consejería de Medio Ambiente, datos sin publicar). Después de aplicar medidas de protección, los incendios forestales únicamente han afectados a 62 ha año⁻¹ desde 1998 en la misma zona. Las superficies de matorral quemadas por los incendios descendieron desde 945 ha año⁻¹ a 304 ha año⁻¹ para el mismo período. Aunque se han observado incendios en áreas colindantes entre 1995 y 2008, el área experimental no ha sufrido incendios al menos en 25 años.

Se ha observado una distribución desigual de la repelencia al agua de los suelos antes del incendio (Jordán *et al.*, 2008; Martínez-Zavala & Jordán-López, 2009), donde la repelencia el agua más elevada ha sido determinada en suelos bajo matorrales de especies como *E. australis*, *E. arbórea* y *C. vulgaris*.

5.2.1 INCENDIO EXPERIMENTAL

En mayo de 2007 se llevó a cabo un incendio experimental sobre una extensión de 0.12 ha (30 m × 40 m) en la Sierra de Algeciras. La carga de combustible se calculó mediante transectos lineales, siguiendo el procedimiento descrito por Brown (1974). De manera previa al incendio, se tomaron muestras de combustibles leñosos y de suelo para determinar gravimétricamente el contenido de humedad. Se tomaron datos ambientales como la temperatura, la humedad relativa, la velocidad y dirección del viento.

Las temperaturas alcanzadas durante el fuego en la superficie de hojarasca y en el suelo se midieron mediante un sistema de termopares conectados mediante cableado a un lector de datos. Siete grupos de tres terminales de termopar fueron instalados a 10 metros dentro del perímetro del área experimental en los puntos seleccionados cada cinco metros, según las indicaciones de la Figura 42-A.

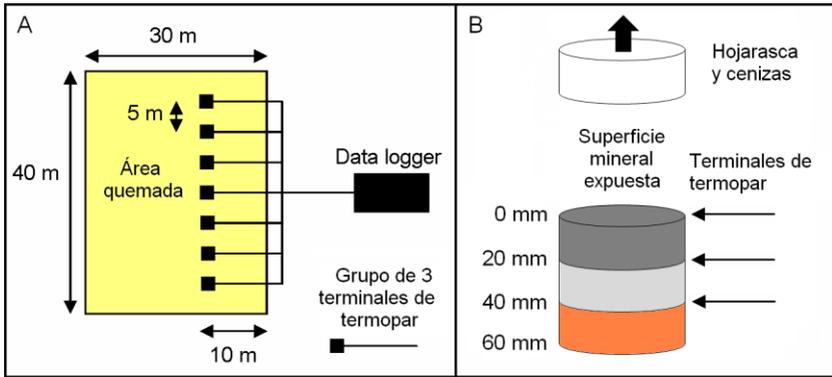


Figura 42. A: Diseño del sistema de termopares en el área experimental. B: Inserción del terminal de cada termopar a diferentes profundidades antes del incendio experimental.

En cada punto de muestreo, un volumen cilíndrico de suelo (100 mm de diámetro y 60 mm de profundidad) fue extraído mediante un cilindro cortante metálico y se mantuvo intacto mientras se insertaban los terminales de termopar. Se insertaron tres puntas horizontalmente en cada punto en la superficie del suelo justo bajo la capa de hojarasca (0 mm de profundidad) y bajo la superficie del suelo (20 y 40 mm de profundidad), como se muestra en la Figura 42-B. Cada terminal fue ligeramente desplazado respecto al anterior de modo que el flujo de calor no fuera interrumpido. Una vez insertados los terminales correctamente, se volvió a colocar el volumen de suelo en el hueco cilíndrico. La temperatura se registró cada 60 segundos desde el inicio del incendio.

El fuego duró entre 25 y 60 minutos. Los incendios experimentales suelen mostrar una reducida intensidad y severidad respecto a los naturales, como consecuencia de la baja temperatura del aire, una alta humedad relativa, una alta humedad del suelo en las condiciones del incendio, donde la carga de combustible es baja y la humedad del

combustible puede ser elevada (Neary *et al.*, 2005). Para simular un incendio natural intenso, se permitió que el fuego siguiera su curso hasta que se extinguiera de forma natural. Temperaturas superiores a los 300 °C persistieron durante 30-50 minutos, y durante algunos minutos se alcanzaron temperaturas superiores a los 450 °C para varios puntos en la superficie del suelo (0 m de profundidad). La hojarasca se carbonizó, aunque algunas estructuras anatómicas aún eran visibles tras el fuego. Todas las hojas y la mayoría de las ramas delgadas (< 10 mm) se consumieron. El fuego produjo cambios de color en el suelo mineral hasta una profundidad de 20-30 mm. Grandes cantidades de cenizas blancas fueron encontradas allí donde se habían situado arbustos densamente ramificados, indicando la alta intensidad del fuego.

5.2.2 DISEÑO EXPERIMENTAL Y MUESTREO DE CAMPO

Se recogieron diez muestras de la superficie del suelo (0- 60 mm de profundidad) para el análisis en laboratorio, en puntos situados cada 4 metros a lo largo de un transecto de 40 m, correspondiente al eje mayor del área experimental incendiada.

Para estudiar la repelencia al agua de la superficie mineral del suelo tras el incendio experimental, se estableció una malla de 30 × 40 m para los puntos de muestreo de suelo en la zona experimental (0.12 ha). Se marcaron puntos cada 4 metros a lo largo del eje de 40 metros y cada 30 cm a lo largo del eje de 30 metros. En esos puntos de muestreo, la hojarasca se eliminó de forma manual y la capa de cenizas se eliminó cuidadosamente mediante cepillado con el fin de exponer la superficie mineral del suelo. Tras las observaciones realizadas, los límites entre las capas afectadas y las no afectadas por el fuego se situaron alrededor de los 20 mm de profundidad. De esa manera, la repelencia al agua del suelo bajo condiciones de campo fue medida directamente sobre la superficie mineral afectada (0 mm de profundidad), el límite entre las capas afectada y no afectada (20 mm) y el material de suelo subyacente no afectado (40 mm) mediante el test de tiempo de penetración de la gota de agua, WDPT (Letey, 1969).

Para analizar y clasificar las clases de repelencia potencial al agua en los suelos, se recogieron muestras de suelo para su análisis en laboratorio entre los 0-20 mm desde la superficie del suelo, a 20-40 mm y a 30-60 mm en un área circular dentro de un radio de 10 cm desde los puntos de muestreo marcados en la malla. Las clases potenciales de repelencia al agua en los suelos para las muestras secas se clasificaron usando el test WDPT.

Para explorar la evolución de la repelencia de los suelos tras el incendio, se realizaron medidas bimensuales bajo condiciones de campo en los 25 puntos de muestreo marcados entre junio de 2007 y octubre de 2008. En este caso, se aplicaron tres métodos diferentes para estudiar la repelencia al agua con propósitos comparativos sobre la superficie mineral del suelo: test WDPT, test del porcentaje de etanol (EPT) y determinación del ángulo de contacto (CA).

Procedimientos y análisis de muestreo similares se desarrollaron en un área de control no quemada, en una zona adyacente al área experimental.

5.2.3 ANÁLISIS DE SUELOS

Las muestras de suelos fueron transportadas al laboratorio en bolsas de plástico. La proporción de partículas gruesas (> 2 mm) fue determinada mediante tamizado, y la textura del suelo se determinó en la fracción de tierra fina según los procedimientos establecidos por USDA (2004): las muestras de suelo menores a 2 mm se secaron al aire; se eliminó la materia orgánica con H₂O₂ (6 %); las distintas fracciones de tamaño (2-0.05 mm, arenas; 0.05-0.002, limos; <0.002 mm, arcillas) se determinaron mediante el método de pipeta. La acidez del suelo (pH) fue medida en un extracto acuoso del suelo con agua desionizada (relación agua:suelo 1:2.5). Parte de las muestras fueron secadas al aire y tamizadas (0-2 mm) para el análisis de carbono orgánico en el suelo, determinándolo por el método de Walkley-Black (Walkley & Black, 1934). La humedad de campo en el suelo fue determinada por el método gravimétrico.

5.2.4 DETERMINACIÓN DE LA REPELENCIA AL AGUA EN SUELOS

La repelencia al agua del suelo puede ser establecida por diferentes métodos. El método WDPT, por ejemplo, mide cuánto tiempo persiste una gota de agua sobre la superficie del suelo, lo que se encuentra relacionado con el tiempo requerido por una gota de agua de lluvia para su infiltración y con la tasa de generación de escorrentía (Doerr, 1998). Por otro lado, otros métodos miden la tensión superficial del líquido sobre el material del suelo, indicando la intensidad de la repelencia al agua en el suelo, mediante el método del porcentaje de etanol o método de la molaridad de una gota de etanol (Doerr, 1998; Letey *et al.*, 2000; McGill, 2002). La determinación del ángulo de contacto en la interfase agua-suelo es el método de medida más directa de la intensidad de la repelencia al agua en suelos. Este factor llega a ser importante cuando se intentan encontrar diferencias estadísticamente significativas en la repelencia al agua de distintos suelos (Letey *et al.*, 2000)

La persistencia de la repelencia al agua en las muestras de suelo se determinó a través del método WDPT, desarrollado por Wessel (1988). El método WDPT mide cuánto tiempo persiste la repelencia sobre la superficie porosa del suelo. Este método se aplicó directamente sobre la superficie mineral de suelo expuesta bajo condiciones de campo (tras ser eliminadas la hojarasca y las cenizas mediante un suave cepillado) o sobre muestras recogidas en laboratorio. En este caso, las muestras fueron sobre secadas (110 °C, 24 h) y depositadas sobre vidrios de reloj o placas de Petri, niveladas y mantenidas en condiciones estándar de laboratorio durante 24 h (20 °C, 1 atm., humedad relativa del 50 %). El método WDPT consiste en colocar una gota de agua sobre la superficie del suelo, registrando el tiempo que el agua penetra en el suelo. Tres gotas de agua destilada (20 °C) fueron aplicadas sobre la superficie del suelo mediante una jeringa hipodérmica (las gotas tenían un tamaño entre 0.4-0.5 mm de diámetro y un volumen de 0.034-0.006 mL). El tiempo de penetración para cada gota fue registrado y la media del tiempo de penetración fue interpretada como representativa del WDPT para cada muestra. Las clases de WDPT fueron clasificadas en función a lo determinado por Bisdom *et al.* (1993) y Doerr *et al.* (1998): suelo

hidrofílico (clase 1; WDPT \leq 5 s), ligeramente repelente al agua (2; WDPT: 5-60 s), fuertemente repelente al agua (3; WDPT: 60-600 s), severamente repelente al agua (4; WDPT: 600-3600 s), y extremadamente repelente al agua (5; WDPT > 3600 s).

El método de porcentaje de etanol (EPT) es un método de medida indirecta de la tensión superficial de la superficie del suelo, que indica la intensidad de la repelencia al agua en suelos. En cada caso, submuestras de suelo fueron secadas y preparadas de la misma forma que para el método WDPT. Watson & Letey (1970) y Letey *et al.* (2000) sugirieron que los ángulos de contacto para las superficies de suelos humectables no superan los 90 °, mientras que Shirtcliffe *et al.* (2006) demostraron que el agua no puede entrar dentro de los poros del suelo a no ser que el ángulo de contacto sea considerablemente más bajo que este valor, aproximadamente 50 °. En nuestro experimento se aplicaron gotas con concentraciones crecientes de etanol sobre la superficie del suelo mediante una micropipeta hasta que la gota de una de ellas se infiltrase dentro de los primeros cinco segundos tras su aplicación. Las gotas con una tensión superficial más elevada que la de la superficie del suelo permanecerán sobre ésta durante algún tiempo, mientras que las gotas con una tensión superficial más baja (mayor porcentaje de etanol) se infiltrarán más rápidamente. De este modo, la aplicación de gotas con tensión superficial creciente (menores concentraciones de etanol) sobre la superficie del suelo hasta que una gota resiste a la infiltración, permite clasificar el suelo en una categoría de tensión superficial entre dos concentraciones de etanol; por ejemplo, la solución de la tensión superficial en la cual penetra a los 5 s es asumida por ser la solución de la tensión superficial a la cual humedece al suelo a los 90 ° (Letey *et al.*, 2000). Las clases de EPT se clasificaron según los criterios de Doerr (1998): suelo muy hidrofílico (0.0 % de etanol), hidrofílico (3.0 %), ligeramente repelente al agua (5.0 %), moderadamente repelente al agua (8.5 %), fuertemente repelente al agua (13.0 %), muy fuertemente repelente al agua (24.0 %) y extremadamente repelente al agua (36.0 %).

Las medidas del ángulo de contacto (CA) fueron realizadas mediante un goniómetro de bolsillo (modelo Gardco PG-1) al cual se le adaptó un

ocular y una pletina portamuestras. Con este método se determina la intensidad de la repelencia al agua al colocar una gota de agua destilada sobre la superficie del suelo y observar del ángulo de contacto formado entre las tres fases del punto de contacto. Durante el ensayo, se aplicaron gotas de agua con un volumen de 0.5 mL sobre la superficie del suelo usando un dispensador manual. Cuando la superficie del suelo es repelente al agua, las gotas se retraen de la superficie y se forma un ángulo de contacto normalmente mayor de 90 °. Cuando la gota humedece la superficie, el ángulo de contacto es sensiblemente inferior, y la infiltración ocurre en poco tiempo. La precisión de la medida del ángulo es $\pm 2^\circ$, y un visor ocular integrado proporciona un aumento adicional ($\times 7$) que mejora la precisión. Se recogieron diez lecturas del ángulo de contacto para cada muestra y se tomó el valor medio como representativo. Todos los ángulos de contactos se midieron en el laboratorio con una humedad relativa del 50%. La Figura 43 muestra un detalle de la determinación del ángulo de contacto.

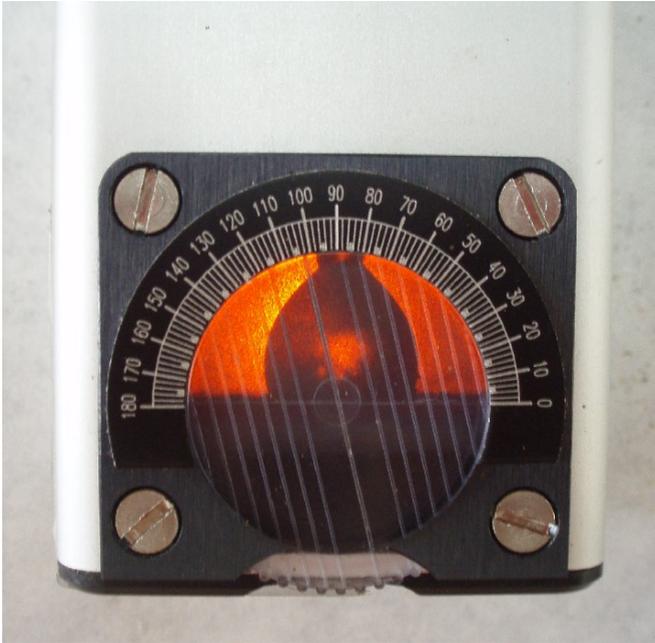


Figura 43. Detalle de la determinación del ángulo de contacto mediante un goniómetro portátil.

5.2.5 ANÁLISIS DE DATOS

El análisis de datos incluyó correlaciones, regresiones y comparaciones. Se comprobaron suposiciones de normalidad y homocedasticidad mediante los test de Shapiro-Wilk (Shapiro *et al.*, 1968) y Brown-Forsyth (Brown & Forsyth, 1974), respectivamente. Ya que que la mayoría de las variables no satisficieron estas hipótesis, se utilizaron métodos alternativos no-paramétricos: se utilizó el coeficiente de correlación de rangos de Spearman para examinar las relaciones entre los parámetros estudiados (Hollander & Wolfe, 1973) y el test Q de Cochran (Cochran,

1950). Este procedimiento está en concordancia con Scott (2000), quien mostró que los análisis basados en el método WDPT son fuertemente bimodales y no normales. Todos los cálculos fueron realizados usando el software STATISTICA 6.0 for Windows (StafSoft, 1984-2001).

5.3 RESULTADOS

5.3.1 CARACTERÍSTICAS DE LOS PUNTOS EXPERIMENTALES

Las características del fuego y de las condiciones antes del incendio son mostradas en la Tabla 23. La cobertura vegetal cubría cerca del 100 % del área de estudio antes de fuego. La media de carga de combustible en el área oscilaba entre $2.7 \pm 0.5 \text{ Kg m}^{-2}$. Otras determinaciones de carga de combustible determinadas en matorral son de 0.6 Kg m^{-2} (Australia; Russel-Smith *et al.*, 2002), 1.8 Kg m^{-2} (SW de España, Zavala *et al.*, 2009a), 2 Kg m^{-2} (en Galicia, NW de España; Fernández *et al.*, 2008), $2.7\text{-}8.8 \text{ Kg m}^{-2}$ (Scotland; Hobbs y Gimingham, 1984).

Tras el incendio, parte de la superficie del suelo fue cubierto por los restos de troncos y ramas carbonizadas, hojarasca carbonizada y cenizas. Algunos días después del incendio, la mayoría de la superficie mineral quedó expuesta, tras la aparición de fuertes vientos y de tormentas aisladas que redistribuyeron la materia orgánica y eliminaron la mayor parte de las cenizas.

Durante las semanas y meses siguientes al incendio se observó el rebrote de especies perennifolias, como frecuentemente se ha descrito en matorrales mediterráneos (Ojeda *et al.*, 1996). Se encontraron pequeñas variaciones en la intensidad y severidad del fuego a lo largo de la superficie incendiada. Las plantas se consumieron de forma similar y las bases de las plantas herbáceas se consumieron en profundidad.

Tabla 23. Características del combustible y ambientales anteriores al incendio controlado y características del fuego durante el incendio.

Características del combustible y ambientales		Características del fuego	
Humedad ambiental	29.4 %	Técnica de quemado	Fuego en bandas(strip headfire)
Humedad del suelo	4.3 %	Máx. altura de llama	1.7 m
Velocidad del viento	<1 m s ⁻¹	Velocidad media de avance (r)	0.13 m s ⁻¹
Temperatura ambiental	32 °C	Temperatura media	
Humedad de restos secos de <i>Erica australis</i>	3.1 %	En la superficie del suelo	420 °C
Humedad de restos frescos de <i>Erica australis</i>	105.9 %	2 cm bajo la superficie	257 °C
Humedad de la hojarasca	9.2 %	4 cm bajo la superficie	136 °C
Carga media de combustible (w)	2.7 ± 0.5 kg m ⁻²	Intensidad de la línea de fuego (H×W×r)	720,0 kW m ⁻¹ s ⁻¹
Energía térmica liberada (H)	2051.3 kW kg ⁻¹		

5.3.2 CARACTERIZACIÓN DEL SUELO EN EL ÁREA EXPERIMENTAL

Antes del incendio, la vegetación natural cubría prácticamente el 100 % de las áreas experimentales y de control. Las principales especies arbustivas era *Erica australis*, *Calluna vulgaris*, *Quercus lusitanica*, *Genista tridentata* y *Cistus sp.* Las variaciones en las propiedades del suelo a lo largo de los 40 metros de transepto se muestran en la Tabla 24. No se encontraron variaciones significativas en el pH medio del suelo entre las áreas de control y las zonas quemadas (6.2 ± 0.1). El contenido

medio de hojarasca oscilaba entre 3.0 ± 0.6 % para el área incendiada y 3.2 ± 0.3 % en el área de control, pero estas diferencias no fueron significativas. La proporción de arena no mostró diferencias significativas entre las áreas quemadas y las de control (42.9 ± 2.4 y 41.9 ± 3.7 %, respectivamente). El contenido en arcilla, sin embargo, varió de forma significativa entre las zonas control (19.5 ± 3.2) y las quemadas (23.7 ± 3.4 %), aunque esas diferencias no fueron relevantes. Finalmente, la proporción principal de fracciones gruesas no variaron entre las áreas de control y el suelo quemado (2.1 ± 0.3 %).

Tabla 24. Acidez del suelo (pH), contenido en materia orgánica, y proporción de arena arcilla y fragmentos gruesos de muestras de suelo (0-6 cm de profundidad) a lo largo de un transecto de 40 m en sitios quemados (Q) y control (C); N=10. Se muestra el promedio y la desviación estándar (DE) de cada variable.

Tipo	pH		Materia orgánica (%)		Arena (%)		Arcilla (%)		Fragmentos gruesos (%)	
	Q	C	Q	C	Q	C	Q	C	Q	C
1	6.2	6.1	3.5	2.9	43.6	44.2	21.0	20.1	2.8	2.3
2	6.2	6.1	2.8	3.6	41.8	46.1	24.7	16.2	2.0	2.1
3	6.3	6.2	3.5	3.3	39.5	42.2	29.3	23.8	2.0	1.6
4	6.2	6.3	3.7	3.4	44.8	42.2	20.1	22.7	1.9	2.4
5	6.2	6.1	2.2	3.2	44.2	38.1	20.7	14.3	2.0	2.3
6	6.2	6.1	3.0	3.0	41.4	37.6	24.6	16.6	2.1	2.2
7	6.3	6.2	2.1	3.2	42.1	43.4	23.8	22.2	2.0	1.8
8	6.3	6.2	3.7	3.0	39.9	46.5	28.4	18.4	2.1	2.3
9	6.3	6.4	3.0	2.9	47.0	35.3	25.3	18.5	2.7	1.7
10	6.2	6.2	2.6	3.6	45.1	43.4	19.3	22.6	1.7	2.4
Promedio	6.2	6.2	3.0	3.2	42.9	41.9	23.7	19.5	2.1	2.1
DE	0.1	0.1	0.6	0.3	2.4	3.7	3.4	3.2	0.3	0.3
p	0.053903		0.596702		0.650148		0.012612		0.623177	

5.3.3 REPELENCIA AL AGUA BAJO CONDICIONES DE CAMPO

La proporción de los puntos de muestreo superficiales y subsuperficiales hidrofílicos y repelentes al agua analizados en campo tanto en el área de control como en el área incendiada se muestra en la Figura 44. La proporción de muestras hidrofílicas en las zonas quemadas disminuyen con la profundidad desde 57.7 % (0 mm) a 8.9 % (20 mm), y 11.4 % (40 mm). En el área control, la proporción de muestras hidrofílicas fue de 4.2 % (0 mm), 8.9 % (20 mm), y 11.4 % (40 mm). Por lo tanto, el material subsuperficial fue considerado mayoritariamente repelente al agua, excepto en la superficie del área incendiada, donde la proporción de muestras de suelo repelente al agua fue únicamente del 42.5 %. El test Q de Cochran mostró diferencias significativas entre la proporción de muestras hidrofílicas a diferentes profundidades en el área experimental ($Q=721$, $p < 0.000001$) y control ($Q = 111$, $p < 0.000001$).

El test Q de Cochran también mostró diferencias significativas entre los sitios quemados y los sitios de control en las 3 profundidades en las que se realizó el estudio (Tabla 25). El cociente entre muestras no-repelentes y repelentes de la zona quemada experimental y la zona control fue de 13.7 (0 mm), 3.4 (20 mm) y 0.9 (40 mm).

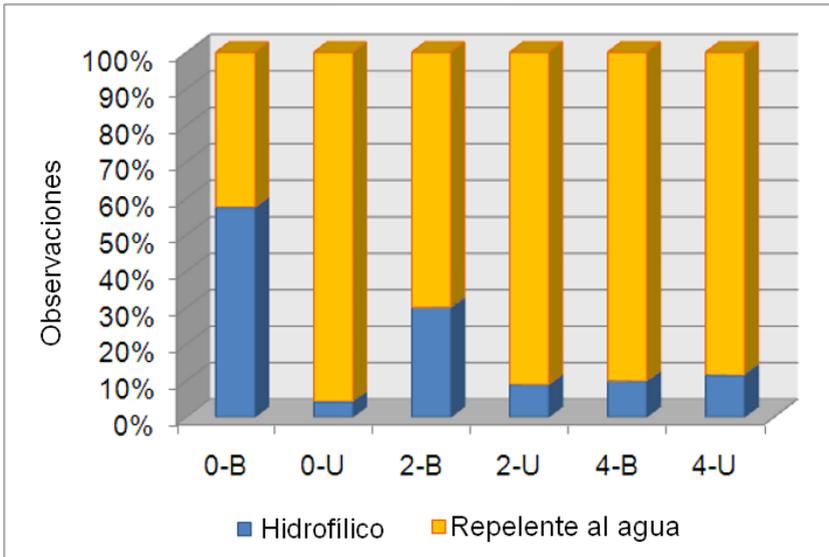


Figura 44. Proporción de muestras de suelo hidrofílicas y repelentes al agua de puntos quemados y puntos control a diferentes profundidades, clasificadas según el test WDPT bajo condiciones de campo. Códigos: 0, superficie del suelo, 0 mm; 2, 20 mm de profundidad; 4, 4 mm de profundidad.

Tabla 25. Resultados del test Q de Cochran Q para la proporción de puntos hidrofílicos o repelentes al agua clasificados mediante el test WDPT en condiciones de campo. Q: sitios quemados; C: sitios control.

Profundidad (mm)	Tipo	N	Puntos repelentes al agua (%)	Puntos Hidrofílicos (%)	Q	p
0	Q	575	42.5	57.5	533	<0.000001
	C	42	95.8	4.2		
20	Q	300	70.0	30.0	211	<0.000001
	C	89	91.1	8.9		
40	Q	98	90.2	9.8	16	<0.000063
	C	114	88.6	11.4		

5.3.4 REPELENCIA POTENCIAL DEL AGUA EN EL SUELO

Después de realizar el test WDPT, se observó que la proporción de muestras repelentes al agua se incrementó considerablemente en condiciones de laboratorio pero la proporción de muestras no-repelentes estuvo siempre por debajo del 5 % para cada sitio de muestreo y para cada profundidad (Figura 45). Esto parece contrastar con el carácter más hidrofílico de las muestras *in situ*. En el caso de muestras de sitios quemados, la proporción de muestras no-repelentes fue de 2 (0-20 mm), 4 (20-40 mm) y 2 % (40-60 mm). El test Q de Cochran mostró diferencias significativas para las distintas profundidades de muestreo ($Q=36$, $p<0.000001$). En el caso de las muestras procedentes del sitio control, la proporción de muestras no-repelentes fue de 2 (0-20 mm), 1 (20-40 mm) y 3 % (40-60 mm). Se encontraron también diferencias significativas entre las muestras repelentes y no-repelentes subsuperficiales y para los sitios quemados y los sitios control, a 20-40 mm y 40-60 mm de profundidad. No se observaron diferencias significativas en las muestras superficiales (Tabla 26).

El test Q de Cochran mostró además diferencias significativas entre la proporción de muestras severamente repelentes a extremadamente repelentes en las zonas quemadas y en las zonas para todas las profundidades de estudio (Tabla 27). Se observó repelencia severa a extrema en un 42.3 (0-20 mm), 55.3 (20-40 mm) y 55.3 % (40-60 mm) de las muestras en los sitios quemados. Estos porcentajes se incrementaron hasta el 71.1, 72.0 y 70.0 % en muestras de suelo del sitio control para cada una de las tres profundidades de estudio respectivamente.

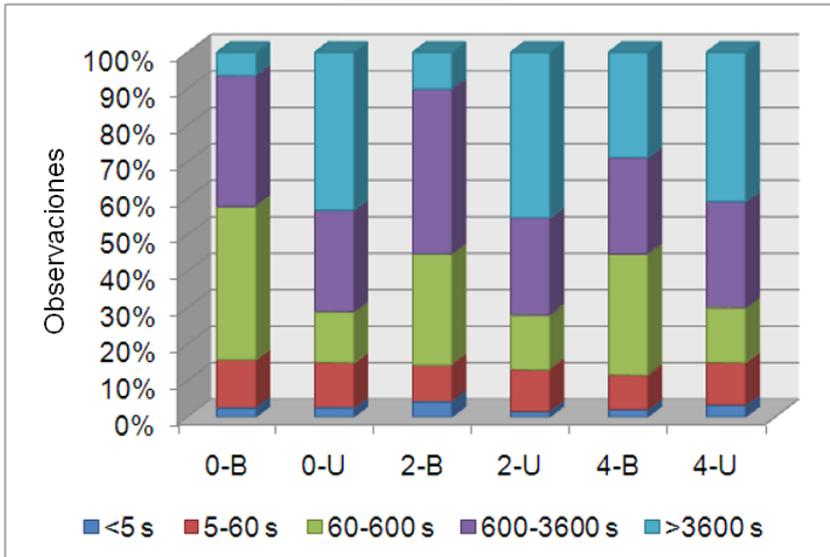


Figura 45. Proporción de muestras según su clase de repelencia al agua determinada tras el WDPT en muestras secas en laboratorio procedentes de sitios quemados y sitios control no quemados bajo condiciones de laboratorio. Códigos: 0, 0-20 mm; 2, 20-40 mm de profundidad; 4, 40-60 mm de profundidad.

Tabla 26. Resultados del test Q de Cochran Q para la proporción de muestras de suelo hidrofílicas o repelentes al agua clasificados mediante el test WDPT en condiciones de laboratorio. Q: sitios quemados; C: sitios control.

Profundidad (mm)	Tipo	N	Puntos repelentes al agua (%)	Puntos Hidrofílicos (%)	Q	p
0-20	Q	24	98	2	1	<0.317311
	C	25	98	2		
20-40	Q	41	96	4	26	<0.000001
	C	15	99	1		
40-60	Q	20	98	2	12	<0.000532
	C	32	97	3		

Tabla 27. Resultados del test Q de Cochran Q para la proporción de muestras de suelo no repelentes al agua a fuertemente repelentes al agua y severa a extremadamente repelentes al agua determinadas mediante el test WDPT bajo condiciones de laboratorio.

Profundidad (mm)	Tipo	N	Puntos repelentes al agua (%)	Puntos Hidrofílicos (%)	Q	p
0-20	Q	423	57.7	42.3	288	<0.000001
	C	711	28.9	71.1		
20-40	Q	553	44.7	55.3	167	<0.000001
	C	720	28.0	72.0		
40-60	Q	553	44.7	55.3	147	<0.000001
	C	700	30.0	70.0		

5.3.5 CAMBIOS TEMPORALES EN LA REPELENCIA AL AGUA EN EL SUELO

La proporción de muestras repelentes al agua determinada mediante diferentes tests se presenta en la Figura 46. La persistencia de la repelencia al agua en el suelo, medida según el test WDPT, fue cambiando de forma significativa durante los dieciocho meses posteriores al incendio experimental. Los resultados en campo de los tests WDPT realizados bimensualmente se presentan en la Tabla 28. En este caso, los datos de campo muestran un rápido restablecimiento de la repelencia inicial. La proporción de muestras repelentes al agua cambió significativamente con el tiempo ($p=0.0028$) de 56 (Junio de 2007) a 92 % (Octubre de 2008). Este último valor se aproxima a la media de la proporción de muestras superficiales repelentes en el sitio control no quemado. 95.8 % (Tabla 25). Además, la frecuencia de muestras extremadamente repelentes aumentó considerablemente durante este mismo periodo desde 0 a 44 % ($p=0.0005$). Sin embargo la proporción de muestras ligera a severamente repelentes no mostró diferencias significativas ($p=0.7778$).

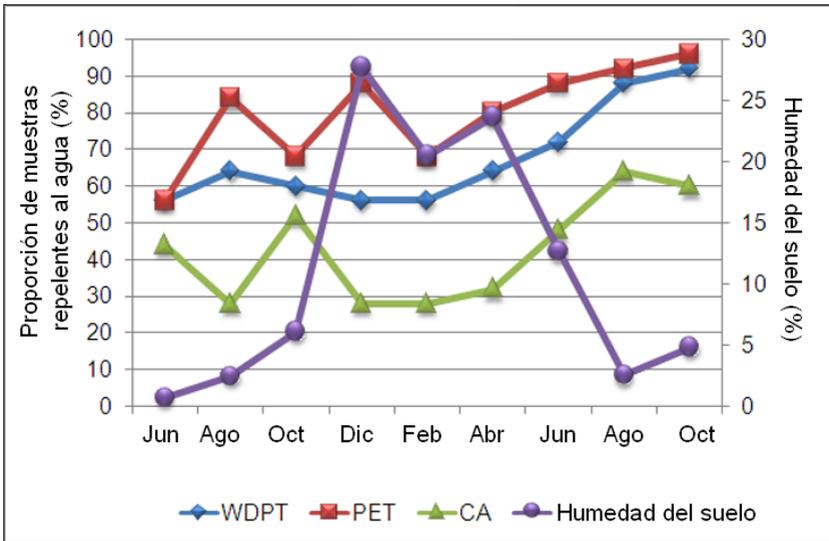


Figura 46. Variación de la humedad del suelo y de la proporción de muestras repelentes al agua clasificadas mediante los tests WDPT, EPT y el ángulo de contacto (CA) bajo condiciones de campo.

La intensidad de la repelencia al agua en el suelo, medida con el test de EPT varió de una manera similar. Las clases repelencia según el test de EPT, medidas en Junio de 2007, variaron en un rango entre no-repelente (44%) y fuertemente repelente al agua (16%). La proporción de muestras no-repelentes decreció significativamente de 44 % a 16 % entre Junio 2007 y Octubre de 2008 ($p=0.0179$). Por otra parte, el número de muestras fuertemente repelentes se incrementó significativamente de 0 a 20 % en el mismo periodo ($p=0.0113$). La proporción de muestras repelentes al agua (clases de EPT 3-7) varió aleatoriamente entre Junio 2007 y Febrero 2008. Estas variaciones fueron influenciadas probablemente por los fuertes cambios en la humedad media del suelo después del verano. Tras este periodo, la proporción de muestras de las clases repelentes al agua se incrementó

Restablecimiento de la repelencia al agua tras un incendio

progresivamente entre Febrero y Octubre de 2008, coincidiendo con una continua disminución de la humedad del suelo.

Tabla 28. Distribución de clases de WDPT y EPT, ángulo de contacto y humedad de suelo (promedio, desviación estándar -DE-, mínimo y máximo) determinadas bimensualmente entre junio (2007) y octubre (2008).

Variable/mes		J	A	O	D	F	A	J	A	O
Clase de	1	11	9	10	11	11	9	7	3	2
WDPT	2	6	7	6	4	5	6	7	3	6
	3	4	4	4	5	4	5	3	4	4
	4	4	4	4	4	3	3	2	4	2
	5	0	1	1	1	2	2	6	11	11
Clase de	1	11	4	8	3	8	5	3	2	1
EPT	2	0	10	5	8	6	8	8	1	3
	3	6	4	4	8	2	3	5	5	6
	4	4	5	5	6	6	6	3	5	3
	5	4	2	3	0	3	2	5	7	7
	6	0	0	0	0	0	1	1	5	5
	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CA °	Media	94	96	99	100	99	98	100	108	109
	DE	8	9	10	17	14	13	12	17	19
	Mín.	85	80	86	87	82	82	90	81	79
	Max.	121	121	125	151	138	137	136	151	149
Humedad	Media	0.7	2.4	6.1	27.7	20.5	23.7	12.6	2.5	4.8
del suelo	DE	0.5	0.5	0.9	3.3	2.8	3.0	1.7	0.5	0.8
%	Mín.	0.2	2.4	5.8	22.2	17.1	19.8	10.0	2.0	4.9
	Max.	1.2	3.4	7.1	33.0	25.1	28.7	15.0	3.2	6.6

Los ángulos de contacto variaron entre 90 ° (muestras no-repelentes) y 171 ° (muestras extremadamente repelentes al agua). El ángulo de contacto medio no mostró diferencias significativas durante el primer año tras el incendio, Junio 2007 - Junio 2008 ($p > 0.05$), con valores que van desde 109 ° y 113 °. Los valores medios del ángulo de contacto observados en Agosto y Octubre de 2008 se incrementaron significativamente respecto al primer año (141 ± 29 °, $p = 0.0003$ y 137 ± 28 °).

°, $p=0.0012$, respectivamente). La proporción de muestras repelentes con un ángulo de contacto mayor 90° decreció durante el periodo en que la humedad del suelo fue mayor (Junio-Diciembre de 2007), permaneciendo estable cuando el contenido de humedad del suelo fue máximo (Diciembre de 2007 a Abril de 2008) y se incrementó progresivamente cuando la humedad del suelo disminuyó (Abril a Octubre de 2007).

5.3.6 CORRELACIÓN ENTRE LOS DIFERENTES MÉTODOS DE MEDIDA DE LA REPELENCIA AL AGUA

El coeficiente R de Spearman entre las clases de repelencia determinadas mediante los métodos de WDPT y EPT fue muy alta (0.94, $p<0.01$). Los coeficientes de Spearman fueron más bajos para los pares de variables WDPT clases/CA (0.73, $p<0.01$) y para EPT clases/CA (0.68, $p<0.01$) (N=225 para cada caso).

El coeficiente R^2 para las ecuaciones de regresión entre la clase de WDPT, clase de EPT y el ángulo de contacto varía de forma similar (Tabla 29). La regresión para EPT y WDPT muy precisa (R^2 0.88, $p<0.001$), sin embargo fue más débil para los coeficientes R^2 observados para el ángulo de contacto y otros métodos. Incluso la estimación del error estándar (que mide la dispersión de los datos observados sobre la recta de regresión) fue relativamente baja para la relación WDPT clases/EPT clases (0.52), pero se incrementó para la relación WDPT clases/ángulo de contacto (9.52) y EPT clases/ángulo de contacto (1.12).

Tabla 29. Ecuaciones de regresión entre diferentes tipos de medida de la repelencia al agua del suelo. N = 225. EE: error estándar de la media.

Ecuación	R ²	p	EE
Clase de EPT = 0.51 + 0.98 × clase de WDPT	0.88	<0.001	0.52
CAo = 81.54 + 7.36 × clase de WDPT	0.55	<0.001	9.52
Clase de EPT = -5.08 + 0.07 × CAo	0.44	<0.0001	1.12

5.4 DISCUSIÓN

5.4.1 DESTRUCCIÓN DE LA REPELENCIA AL AGUA EN EL SUELO INDUCIDA POR LOS INCENDIOS

Aunque el fuego a menudo explica la presencia de repelencia al agua, en ocasiones se ha encontrado altos niveles de repelencia en ausencia de incendios bajo cubierta de eucalipto (Doerr *et al.*, 1998) y otros tipos de vegetación como pastizal (Dekker *et al.*, 2001), bosques caducifolios (Reeder & Jurgensen, 1979; Buczko *et al.*, 2002), bosques de coníferas (Huffmann *et al.*, 2001; Mataix-Solera & Doerr, 2004; Hubbert *et al.*, 2006), y en áreas húmedas del norte de Europa incluyendo áreas cultivadas (Doerr *et al.*, 2006b). Casi todas las muestras superficiales y subsuperficiales eran repelentes en la zona control no quemada. Muchos autores han encontrado relativa heterogeneidad en la repelencia bajo bosques de pinos (Huffmann *et al.*, 2001; Mataix-Solera *et al.*, 2007; Lewis *et al.*, 2006), bosques de eucalipto (Crockford *et al.*, 1991; Doerr *et al.*, 2004; Doerr *et al.*, 2006a) y bosques caducifolios (Reeder & Jurgensen, 1979; Doerr *et al.*, 2006b; Buczko *et al.*, 2002). Aunque se ha encontrado estos mismos niveles de repelencia inducidos por el fuego en suelos bajo brezal (Zavala *et al.*, 2009a), Jordán *et al.* (2008) y Martínez-Zavala & Jordán-López (2009) han observado que la repelencia al agua es común en suelos no quemados bajo esta vegetación en el área de estudio, donde se ha encontrado repelencia severa o extrema en un 50-60 % de las muestras. También se ha encontrado extrema repelencia en

suelos bajo otras especies de brezos como *Calluna* (Mallik & Rahmann, 1985). La presencia de repelencia al agua en suelos bajo brezal en el área de estudio puede deberse a la calidad de la materia orgánica y las propiedades de los suelos locales, como el pH y la textura. Los compuestos fenólicos identificados en tejidos de *Erica Australis* pueden inducir repelencia en los suelos (Carballeira, 1980; Ammar *et al.*, 2004). Además, la baja tasa de mineralización de las hojas y flores de *Erica* pueden contribuir al desarrollo de una gruesa capa repelente sobre la superficie del suelo.

En este experimento, la repelencia al agua decreció tras el incendio en la superficie mineral del suelo respecto a los sitios control que no se habían quemado en un largo periodo de tiempo, debido a la destrucción de la materia orgánica y la capa de hojarasca. Esta reducción afectó intensamente a la superficie entre 0 y 40 mm de profundidad, y menos intensamente a la capa de suelo entre 40 y 60 mm. La destrucción de la repelencia no es un resultado común encontrado en otros estudios previos, donde se asume que la repelencia al agua es inducida por el fuego. Se ha observado que la repelencia aparece en suelos que previamente no eran repelentes, o se potencia en suelos que ya eran repelentes (Savage 1974; DeBano *et al.*, 1979; Reeder & Jurgensen, 1979; Sevink *et al.*, 1989; Huffmann *et al.*, 2001, MacDonald & Huffmann, 2004; Mataix-Solera & Doerr, 2004; Arcenegui *et al.*, 2008). Cerdà & Doerr (2008) & Zavala *et al.* (2009a) encontraron que la repelencia era reducida significativamente en la superficie expuesta gracias a la capa de ceniza y la hojarasca parcialmente quemada depositada sobre el suelo después de un incendio experimental. En el trabajo de Zavala *et al.* (2009a), la superficie mineral conservaba una fuerte repelencia, debido a las bajas temperaturas alcanzadas por debajo de 100 °C. Tras el incendio de baja intensidad, la repelencia al agua puede incrementarse debido a la volatilización de los compuestos hidrofóbicos orgánicos y su condensación en la superficie de las partículas del suelo. Por el contrario, las temperaturas por encima de 300 °C pueden eliminar la repelencia previa al incendio. DeBano *et al.* (1976) encontraron que los compuestos orgánicos eran transportados hacia zonas más profundas tras el incendio experimental, y la repelencia era parcialmente destruida en la capa superior del suelo. Observaron que la translocación de sustancias

orgánicas hidrofóbicas y como resultado la repelencia al agua depende de los cambios depende en gran medida de los cambios en la polaridad y el estado de oxidación. En los suelos con repelencia natural, el fuego tiene un efecto limitado en la repelencia si las temperaturas permanecen debajo del umbral de la destrucción de la repelencia (Doerr *et al.*, 1996). DeBano y Krammes (1966) encontraron que la repelencia podía ser intensificada o destruida por el régimen de temperatura existente durante el incendio: las temperaturas entre 480 y 540 °C durante unos 25 minutos son suficientes para destruir la repelencia al agua en la superficie del suelo mientras las temperaturas rondan los 200 °C por un periodo de al menos 10 minutos pueden intensificados. Tras estudios de laboratorio, se ha encontrado que temperaturas en torno a 250-350 °C durante 20 minutos son suficiente para destruir la repelencia al agua en el suelo (por ejemplo: DeBano *et al.*, 1976; Robichaud & Hungerford, 2000; García-Corona *et al.*, 2004). Las altas temperaturas alcanzadas durante el incendio en este estudio están por encima de este umbral (420 °C en la superficie del suelo, y 257 °C a 20 mm de profundidad; Tabla 23), de modo que la repelencia al agua fue completamente destruida.

Por el contrario se ha detectado pequeñas diferencias aunque significativas para las capas a 40 mm de profundidad durante los experimentos de campo y entre 40 y 60 mm de profundidad para las muestras de laboratorio. A 40 mm de la superficie del suelo se alcanzaron temperaturas relativamente bajas (136 °C, de media; Tabla 23). Durante un incendio el calor es generado y transmitido al suelo durante la combustión bajo condiciones secas y cálidas. Cuando una gruesa capa de materia orgánica se quema, puede transferirse gran cantidad de calor al suelo por convección, inducción y radiación, y las temperaturas en la superficie mineral del suelo pueden permanecer cerca de los 350 °C durante varias horas. Por otra parte, los incendios experimentales normalmente tiene lugar en zonas con temperaturas más frescas (Neary *et al.*, 2005). Pero incluso durante incendios de alta severidad, pueden existe grandes diferencias entre temperaturas en una corta distancia vertical. Tras un incendio de alta severidad en un chaparral, DeBano *et al.* (1979) encontraron temperaturas sobre 600 °C donde se alcanzaron en la superficie del suelo aproximadamente 160 °C

a 2 pulgadas de profundidad. Mataix-Solera (1999) en un incendio experimental, se alcanzaron temperaturas de más de 800 °C en la superficie del suelo, a 5 cm de profundidad la temperatura del suelo solo se incrementó de 11 a 22 °C. En este último caso la rápida expansión del incendio (bajo tiempo de residencia), y la alta humedad del suelo (> 20%) eran las razones que explicaban el contraste de las temperaturas observadas. La mayor parte de la energía termal liberada durante la combustión por los combustibles sobre el suelo se pierde hacia la atmosfera (DeBano 1974), pero una cantidad significativa es radiada hacia abajo y absorbida por la capa de hojarasca (cuando existe), o por otras capas orgánicas. De acuerdo con Brock y DeBano (1990), este calor radiado puede producir una combustión secundaria de la hojarasca, restos de combustible y en ocasiones de la capa de humus del suelo. Bajo estas condiciones, la repelencia al agua puede permanecer al mismo nivel o puede potenciarse de distintas formas: primeramente los compuestos orgánicos no son destruidos por el incendio a temperaturas relativamente bajas; en segundo lugar se puede generar repelencia inducida tras la vaporización de las sustancias orgánicas se mueven en profundidad y se condensan en la zona inferior más fría (Neary *et al.*, 2005).

5.4.2 *RESTABLECIMIENTO DE LA REPELENCIA AL AGUA DEL SUELO TRAS UN INCENDIO*

Después de 18 meses tras el incendio, la repelencia fue prácticamente restablecida en la zona del incendio experimental, y la proporción de muestras repelentes en el suelo fue similar a las de la zona no quemada control al principio del experimento.

Aunque se necesita mucho trabajo para terminar de explicar el restablecimiento de la repelencia al agua después del fuego, Doerr *et al.* (2000) propusieron varias causas posibles. Primeramente las ceras presentes como glóbulos intersticiales en la matriz del suelo pueden migrar hacia las superficies minerales por las cálidas temperaturas o los mecanismos microbiológicos, como propuso Franco *et al.* (2000). En otros casos, puede requerirse el input de nuevas sustancias hidrofóbicas

en el suelo (Doerr & Thomas, 2000). El input de las sustancias hidrofóbicas en el suelo no es completamente conocido, aunque la cubierta de hojarasca (Reeder y Jurgensen, 1979; McGhie y Posner, 1981) o las actividad de las raíces (Dekker y Ritsema, 1996; Doerr *et al.*, 1998) parecen ser algunas de las razones principales. Wahl (2008), por ejemplo, encontraron una pronunciada variabilidad estacional debido a la diferente calidad de materia orgánica a lo largo del año. La actividad de los hongos y otros microorganismos del suelo está unido a la repelencia al agua, y como ha sido propuesto por Doerr *et al.* (2000) y Rillig (2005). De hecho algunos autores han propuesto que la repelencia al agua en el suelo no se restablece per se cuando los suelos húmedos se secan, y aparecen solo tras la actividad fúngica o microbiológica (Jex *et al.*, 1985; Doerr y Thomas, 2000).

Sin embargo, en nuestros experimentos, los tejidos muertos de las plantas no pueden ser la causa del restablecimiento de la repelencia al agua, ya que no se genera una capa apreciable de materia orgánica durante el periodo de estudio. Ortega y Lorite (2007) observaron que la acidez del suelo es uno de los factores que favorecen una alta diversidad y abundancia de hongos, que ha sido sugerido como un factor que favorece el desarrollo de la repelencia al agua (Martínez-Zavala y Jordán-López, 2009). De todas formas, factores como la acidez, la textura gruesa, y la persistencia y crecimiento de las poblaciones de hongos y microorganismos a poca profundidad tras el fuego, unido al rebrote de plantas perennes y hierbas, pueden explicar en parte el rápido restablecimiento de la repelencia al agua en el suelo.

Doerr *et al.* (2000) discutieron las causas físicas y químicas del restablecimiento de la repelencia al agua. En ausencia de incendios, la repelencia al agua, está muy relacionada con los procesos estacionales, siendo baja o ausente bajo condiciones de humedad y severa durante condiciones de prolongada sequía (Doerr *et al.*, 2000). Las variaciones estacionales han sido tratadas en otros suelos en zonas húmedas (Kaiser *et al.*, 2001; Benito *et al.*, 2003; Wahl, 2008). Burch *et al.* (1989), por ejemplo, encontraron alternancia entre condiciones no-repelentes y repelentes en bisques de eucalipto en el área sureste de Australia. Crockford *et al.* (1991) estudiaron los cambios en la repelencia en un

bosque esclerófilo de eucalipto durante un periodo de 4 años y encontraron que solo algunas semanas con tiempo húmedo fueron suficientes para romper la repelencia, e incluso después de un extenso periodo de rotura de la misma esta fue preestablecida tras una sola semana de tiempo seco y cálido. Por otra parte, algunos autores han encontrado una relación inversa entre la humedad del suelo y la repelencia (King, 1981; Witter *et al.*, 1991; Keizer *et al.*, 2008). Dekker *et al.* (2001) encontraron umbrales de humedad crítica ambiental existentes entre las condiciones no-repelentes o repelentes en el suelo. Concluyeron que no hay un umbral abrupto, por tanto los suelos pueden ser repelentes o no, dentro de la zona de transición. La variabilidad de este umbral crítico puede ser debido a la historia climática y de ciertos suelos y la influencia de los ciclos de secado y mojado (Dekker *et al.*, 2001). Tras estudiar la repelencia post-incendio MacDonald y Huffman (2004) observaron que el umbral de humedad del suelo para el nivel de repelencia aparentemente se incrementaba con la severidad del incendio, lo que puede relacionarse a su vez con la inhibición de la infiltración y el proceso de humectación tras el incremento de la repelencia al agua del suelo. De acuerdo con Leighton-Boyce *et al.* (2005), el concepto de “la zona de transición” introducido por Dekker *et al.* (2001) podría comprender dos puntos de transición distintos: un umbral superior que debe ser alcanzado para romper la repelencia, y uno inferior que debe alcanzarse para restablecerla. Además, sugirieron que la existencia de este umbral relativamente amplio de humedad del suelo puede ser un artefacto para medir la humedad y la repelencia a diferentes escalas espaciales.

Algunos autores han demostrado que importantes cambios en los niveles de repelencia tras periodos de entre 6-9 días (Crockford *et al.*, 1991) y entre 3-4 semanas (Keizer *et al.*, 2005; Leighton-Boyce *et al.*, 2005). En estos casos, las dinámicas de mojado-secado se consideran las principales causas para el restablecimiento de la repelencia. Aunque no se han observado correlaciones entre las diferentes aproximaciones a la repelencia al agua del suelo y los niveles de humedad del suelo, está claro que la proporción de muestras repelentes (determinadas por los métodos del WDPT, EPT y ángulo de contacto) se incrementaron progresivamente durante el ciclo de secado, aproximadamente entre

Abril y Octubre de 2008. De hecho, cuando solo se considera el periodo entre Diciembre 2007-Octubre 2008, el coeficiente R de Spearman entre el contenido medio de humedad del suelo y la proporción de muestras repelentes medidas por el test WDPT (tiempos de penetración en torno a 5 segundos) fue de -0.84 ($p = 0.04$); la misma correlación para muestras repelentes medidas por el ángulo de contacto (ángulos en torno a 90°) fue de -0.90 ($p = 0.01$). Estos datos están de acuerdo con estudios recientes que demuestran una asociación entre la humectabilidad del suelo y las condiciones de humedad y la repelencia o la repelencia y las condiciones de sequía (Leighton-Boyce *et al.*, 2005; Doerr *et al.*, 2006a; Keizer *et al.*, 2008).

5.4.3 COMPARACIÓN DE LOS TEST DEL TIEMPO DE PENETRACIÓN DE LA GOTA DE AGUA, PORCENTAJE DE ETANOL Y EL ÁNGULO DE CONTACTO.

El WDPT es un test muy útil para la rápida determinación de las condiciones repelentes o no repelentes en el suelo, tanto en campo como en laboratorio. Sin embargo, muchos autores piensan que éste presenta algunas dificultades para hacer distinciones entre diferentes grados de repelencia. Scott (2000), por ejemplo, mostró que análisis basados en el método del WDPT son fuertemente bimodales y no son normales. El EPT es rápido y fácil, y proporciona un buen rango valores distribuidos normalmente con una buena discriminación entre las diferentes intensidades de repelencia (Scott, 2000). Finalmente, las medidas del ángulo de contacto aunque el rango de observaciones (90-151) está limitado y no proporciona una buena discriminación entre suelos diferentes.

Se han determinado bajas correlaciones entre WDPT clases/CA y EPT clase/CA. Es necesario clarificar hasta que punto esto está causado por la baja precisión y por las limitaciones metodológicas. Diferentes autores han encontrado correlaciones entre WDPT y el porcentaje de etanol o los test de la molaridad de la gota de etanol (MED) (Doerr, 1998; Scott, 2000; Huffman *et al.*, 2001). Pero en un estudio reciente, Doerr *et al.* (2009) encontraron pobres correlaciones entre WDPT, EPT y el ángulo

de contacto que podrían comprometer la viabilidad de los últimos dos métodos para proporcionar una detallada discriminación entre niveles de repelencia hidrológicamente significativos, en cuanto a la predicción del riesgo del aumento de flujo superficial. Con el objetivo de elegir un test significativo, es necesario considerar las limitaciones de los diferentes tests. Roy y McGill (2002) observaron que el ángulo de contacto obtenido mediante medidas geométricas directas dependía críticamente de la escala a la cual se realizaban esas medidas, ya que los medios porosos como el suelo no siempre permiten una determinación precisa del ángulo de contacto entre la fase líquida y la sólida. Por otra parte, el ángulo de contacto estimado mediante el test de etanol depende en gran medida de la rugosidad de la superficie y de otros factores como la duración del contacto entre la solución de etanol y el suelo, la humedad y otras interacciones específicas (Roy & McGill, 2002). En un estudio previo, Zavala *et al.* (2009b) encontraron Fuertes correlaciones entre el WDPT y el ángulo de contacto determinado para suelos homogéneos (suelos dunares) bajo diferentes tipos de uso. De acuerdo con estos resultados, observaciones directas o estimaciones del ángulo de contacto entre la gota de agua y la superficie del suelo puede ser significativo sólo cuando los suelos estudiados son homogéneos. La variabilidad especial de los suelos (incluso para las muestras bajo condiciones de laboratorio) puede interferir en la exactitud de las medidas. Por otra parte, el test WDPT muestra una predicción detallada del riesgo de generación de escorrentía, como ha sido observado en investigaciones recientes tras experimentos de lluvia simulada. (Jordán *et al.*, 2009; Zavala *et al.*, 2009a; Jordán *et al.*, 2008).

5.4.4 IMPLICACIONES HIDROLÓGICAS

Muchos autores han observado que las respuestas hidrológicas de los suelos quemados la mayoría de las veces se encuentran condicionadas por los efectos del fuego sobre la cobertura vegetativa y la materia orgánica. Pero, la eliminación de la protección del suelo tras los incendios puede intensificar la acción de otros agentes ocultos, como es el caso de la repelencia al agua. Aunque también depende de otros factores, la repelencia del suelo al agua puede resistir la humectación por períodos que van desde unos pocos segundos a horas o días. En el área

de estudio, por ejemplo, Martínez-Zavala & Jordán-López (2009) han determinado WDPT sobre las 3.5 horas. La repelencia al agua en los suelos puede causar la reducción de la infiltración del agua en el suelo y el incremento de la escorrentía superficial, los cuales pueden influir, en algunos casos, en procesos como la pérdida de nutrientes, la lixiviación de agroquímicos, el desarrollo deficiente en la germinación de las semillas y crecimiento de las plantas, incremento de los porcentajes de erosión del suelo o incremento en la estabilidad de los agregados (Wallis & Horne, 1992; Hendrickx, *et al.*, 1993; Ritsema & Dekker, 1998; Blackwell, 2000; Blanco-Canqui & Lal, 2009). Desde el punto de vista hidrológico y geomorfológico, algunos de esos efectos son la reducción del porcentaje de infiltración, la intensificación de la escorrentía superficial y la erosión de suelos, los patrones de adherencia y la aparición de vías de flujo preferencial. Tras el estudio de la respuesta hidrológicas en los suelos de la cuenca experimental del Guadalperalón (SW de España), Cerdà *et al.*, (1998) concluyeron que la repelencia al agua redujo la infiltración, en un proceso causado por el rápido encharcamiento de la superficie y el incremento de los coeficientes de escorrentía. Tras las lluvias, el rápido encharcamiento y el flujo superficial pueden ser intensificados por la presencia de sustancias hidrofóbicas en la superficie del suelo. Wallach & Jortzick (2008) observaron que el agua acumulada sobre la superficie de un suelo repelente al agua puede fluir como una escorrentía superficial cuando se encuentra en pendiente o acumularse incrementando la presión hidrostática sobre un punto del suelo hasta un valor crítico, tras el cual se infiltra, con consecuencias en la humectación y redistribución de la humedad. Shakesby *et al.*, (2000) observó que el flujo de escorrentía superficial generado tras una intensa tormenta sobre la superficie de un suelo repelente al agua puede infiltrarse cuando éste alcanza alguna zona no repelente al agua. Por tanto, el flujo superficial generado sobre la superficie del suelo bajo brezal puede infiltrarse bajo otras áreas de matorral. Tras los experimentos de lluvia simulada llevados a cabo por Jordán *et al.*, (2008) se concluyó que la repelencia del suelo al agua es un factor clave en las respuestas hidrológicas y erosivas del área de estudio, y esta aparición e intensificación está claramente unida a los tipos de vegetación (Martínez-Zavala & Jordán-López, 2009). Doerr *et al.*, (2006a) concluyó que los porcentajes de erosión del suelo son probablemente

más pequeños donde la cobertura de vegetación es densa, pero potencialmente elevada donde la vegetación es escasa, como es el caso de zonas con pastoreo excesivo, claros o zonas incendiadas; que son usuales en áreas del mediterráneo. Sin embargo, mientras el pasto y el aclarado se encuentran fuertemente regulados en el área de estudio, los incendios forestales son un riesgo recurrente adicional.

En este experimento un incendio experimental de alta intensidad provocó una reducción significativa de la repelencia al agua en la superficie del suelo; efecto que disminuyó con la profundidad. Doerr *et al.* (2006a) observaron resultados similares, tanto en campo como en laboratorio, sobre muestras secas, mostrando una alta intensidad del fuego puede acentuar el carácter hidrofílico de la superficie de los suelos quemados. Al mismo tiempo, según los resultados obtenidos, el incendio no tuvo efectos significativos sobre la repelencia al agua en el material subsuperficial del suelo. En una revisión, Shakesby *et al.* (2000) concluyeron que el flujo superficial generado sobre suelos repelentes al agua se infiltra cuando alcanza áreas humectables. La destrucción de la cobertura vegetal y el debilitamiento de la repelencia al agua tras el fuego intenso pueden intensificar los porcentajes de infiltración y retrasar la escorrentía. A una escala de cuenca, los parches de suelo quemado de forma intensa pueden funcionar como puntos de infiltración del flujo superficial procedente de las zonas de áreas repelentes al agua, al menos, durante el período inmediato al incendio. Aunque la repelencia de los suelos al agua se encuentra fuertemente asociada al tipo de vegetación en el área de estudio, áreas que no han sufrido incendios o que han sufrido incendios de baja intensidad pueden generar un flujo superficial rápidamente (Jordán *et al.*, 2008; Martínez-Zavala & Jordán-López, 2009). Se espera que los cambios en la respuesta hidrológica de suelos quemados bajo un incendio de alta intensidad declinen después de la recuperación de las condiciones iniciales. Tras 12 ó 18 meses, los niveles de repelencia al agua prácticamente se vieron restablecidos y la generación de escorrentía volvió a incrementarse hasta valores próximos a los iniciales en el área de estudio. Sin embargo, se trata de un período relativamente corto según lo observado por Doerr *et al.* (2006a), quienes identificaron una regeneración relativamente rápida de la vegetación dos años tras la acción del fuego.

6 CONCLUSIONES

- 1) Variaciones estacionales en la intensidad y persistencia de de la repelencia al agua del suelo en relación con el tipo de vegetación y los parámetros edáficos.
 - a) Como en otros estudios previos, en este trabajo, la persistencia e intensidad de la repelencia al agua en el suelo han mostrado una alta variabilidad espacial y parece estar unida a los patrones de uso del suelo. Generalmente la proporción de muestras no-repelentes detectadas fue muy baja el área de estudio. La persistencia e intensidad de la repelencia al agua en el suelo bajo los distintos tipos de usos del suelo presenta la siguiente relación decreciente: brezos > eucaliptos > pinos > alcornoques > olivos.
 - b) Dependiendo de tipo de uso del suelo, se han encontrado variaciones estacionales de la repelencia al agua en el suelo. En general, la persistencia e intensidad de la repelencia se incrementó de invierno de 2007 a verano de 2008.
 - c) De los parámetros del suelo estudiados, humedad del suelo, contenido de carbono orgánico y pH muestran una marcada influencia en la repelencia al agua en el suelo, pero no al mismo nivel para todos los suelos bajo distintos tipos de uso. Para el caso del matorral, se ha observado una correlación muy baja para entre la repelencia y otros parámetros del suelo. En suelos de olivar una baja repelencia puede ser el resultado de un bajo contenido en materia orgánica. Se han encontrado resultados más consistentes tras el estudio en las relaciones entre determinadas fracciones de la materia orgánica del suelo y la repelencia al agua.
 - d) La aplicación de dos métodos de medidas de la repelencia (el test de penetración de la gota de agua y el test del porcentaje de etanol) dieron resultados similares. Las clases de tiempo de penetración de la gota de agua o de porcentaje de etanol mostraron una fuerte correlación en suelos bajo alcornoques, eucaliptos y pinos en verano e invierno. Incluso cuando no han sido significativas, se han encontrado correlaciones positivas en suelos bajo matorral y olivar.

- e) Aunque esos métodos miden variables físicas distintas, los suelos con orígenes y propiedades similares muestran fuertes correlaciones para ambos tests, por lo que ambos tests pueden ser aplicados a investigaciones para determinar la repelencia al agua en el suelo.
 - f) Estudios posteriores tendrán que verificar en qué medida el resultado de esta investigación también puede aplicarse a otras zonas del mediterráneo más allá de las condiciones locales propias del Estrecho de Gibraltar. Además es necesario estudiar la variabilidad espacial de la repelencia a una escala que abarque toda una cuenca. Son necesarios estudios más detallados para arrojar luz sobre los efectos de los cambios a corto plazo como son los procesos secado y mojado antes de realizar las mediciones.
- 2) Repelencia al agua inducida por el fuego bajo diferentes tipos de vegetación en sistemas dunares mediterráneos.
- a) La repelencia al agua es un rasgo común en suelos de dunas afectados por el fuego a lo largo de la línea de costa del suroeste de España. Este estudio ofrece información sobre el desarrollo de la repelencia al agua causada por el fuego y las características hidrológicas de los suelos de dunas.
 - b) El patrón espacial de la repelencia al agua está asociado a los distintos tipos de vegetación. Atendiendo a la persistencia e intensidad de la repelencia al agua en suelos, el grado de hidrofobicidad de los suelos bajo los tipos de vegetación estudiada, pueden ser resumido en orden creciente de esta manera: vegetación herbácea dispersa, matorral, bosque de pinos.
 - c) Aunque modulado o matizado por propiedades del suelo como la acidez o la proporción de carbono orgánico, el tipo de vegetación en las dunas juega un papel importante en la repelencia al agua inducida por el fuego en estos suelos.
 - d) Mientras que no se ha observado repelencia, o ésta es ligera, en suelos que no han sufrido el efecto del fuego, los suelos quemados mostraron un alto grado de repelencia al agua, especialmente bajo pinar y matorral. Por lo tanto, los incendios

- contribuyen claramente a incrementar la repelencia al agua que puede existir de manera natural en el suelo.
- e) La repelencia al agua es, generalmente, más elevada en la superficie del suelo, donde la presencia de las sustancias orgánicas hidrofóbicas es normal tras un incendio, mientras que la severidad de la repelencia al agua decrece con la profundidad. Este descenso fue más evidente en suelos de dunas bajo vegetación herbácea dispersa. Es probable que la temperatura alcanzada durante el fuego haya sido mayor bajo pinar o matorral, mientras que bajo vegetación herbácea tanto la severidad del fuego como la temperatura alcanzada fue probablemente menor en los suelos estudiados. Un fuerte grado repelencia al agua bajo vegetación herbácea dispersa se encontró en un número muy escaso de muestras, y siempre limitado a los cinco primeros centímetros del suelo.
 - f) Los patrones de humedad tras la lluvia simulada bajo los diferentes tipos de vegetación reflejan la alta heterogeneidad en los procesos de infiltración y la existencia de vías de flujos preferenciales través del cuerpo del suelo.
 - g) La uniformidad del gradiente de humedad a través de la profundidad del suelo bajo vegetación herbácea dispersa es la consecuencia de una infiltración dominante a través de la matriz del suelo. En cambio, la heterogeneidad de las muestras de humedad bajo pinar o matorral refleja la existencia de parches de suelo hidrofílico o repelente al agua.
 - h) Cuando la repelencia al agua se intensifica debido a la acción de fuegos de baja intensidad, la infiltración es controlada por las vías de flujo preferenciales. El desplazamiento del agua mediante procesos de escorrentía superficial permite entonces que el agua alcance zonas hidrófilas y se infiltre a través de la red de macroporos.
 - i) Investigaciones posteriores sobre la variación estacional de la repelencia al agua en los suelos del área estudiada, así como sobre la influencia de las variaciones de humedad en el suelo entre la época seca y húmeda, podrían arrojar luz sobre la dinámica temporal en la infiltración del flujo preferencial.

- 3) Impacto de un incendio experimental en la respuesta hidrológica y erosiva del suelo en un brezal mediterráneo.
- a) En este trabajo se han estudiado los cambios inducidos por la materia orgánica quemada y las cenizas en las respuestas hidrológica y erosiva tras un incendio experimental en un brezal mediterráneo. Tras el incendio, la superficie del suelo quedó cubierta por hojarasca semi-quemada, residuos de las plantas quemadas así como de una gruesa capa de ceniza.
 - b) Tras el incendio, la repelencia al agua en la superficie expuesta se redujo de forma considerable. Consecuentemente, los cambios producidos tras el fuego hicieron disminuir la respuesta hidrológica mientras que los residuos orgánicos y las cenizas permanecieron sobre la superficie del suelo. Cuando la cobertura protectora se eliminó, la superficie mineral quedó expuesta; en este momento, la repelencia al agua de la superficie mineral puede acelerar la respuesta erosiva.
 - c) Aunque los incendios incrementan la erodibilidad del suelo, la tendencia observada en el presente estudio sugiere que, a la escala de trabajo, este incremento en la susceptibilidad a la erosión se limitó en cierto grado mientras que las capas de hojarasca quemada y cenizas permanecieron intactas.
 - d) Cuando tras el incendio se produce un depósito de cenizas, esta capa puede prevenir la rápida generación de escorrentía y reducir el riesgo de erosión mientras está presente.
 - e) Tras el incendio, la repelencia al agua se redujo de forma significativa para los puntos de muestreo sobre la superficie del suelo cubierta con cenizas; además, los puntos de muestreo descubiertos generaron significativamente mayor erosión que cuando éstos se encontraban cubiertos por la hojarasca quemada o la capa de cenizas. Por lo tanto, las cenizas o la capa de hojarasca ofrecen alguna protección contra la pérdida de suelo que tener lugar en su ausencia incluso con reducciones significativas en la repelencia al agua.
 - f) Los resultados de la simulación de lluvia, a pequeña escala, para este estudio sugieren que el riesgo de erosión entre regueros en áreas de brezal puede permanecer estable durante el período

- inmediatamente posterior al fuego cuando se deposita una capa gruesa de cenizas.
- g) Cuando la superficie del suelo queda descubierta, la erodibilidad puede incrementarse. Cuando las capas de cenizas se pierden por causas naturales, (vientos fuertes o lluvia), los coeficientes de escorrentía y la pérdida de suelo pueden incrementarse de forma considerable en varios órdenes de magnitud respectivamente.
 - h) Un año después del incendio experimental, la recuperación de la vegetación natural prácticamente restituyó en su totalidad las condiciones iniciales. La repelencia al agua y las respuestas hidrológica y erosiva tras el período de un año fueron comparables, a pequeña escala, a las condiciones iniciales previas al incendio experimental.
 - i) Aunque limitados por el tamaño de los puntos de muestreo, los resultados proporcionan datos comparativos que pueden ser útiles para desarrollar modelos predictivos sobre los cambios en la escorrentía y la erosión como consecuencia de incendios forestales en zonas de pendiente. Son necesarias investigaciones a escala de cuenca o ladera para analizar los efectos de los fuegos con intensidad media-baja en el incremento las tasas de erosión y de los procesos con el aumento de la escala.
- 4) Reestablecimiento de la repelencia al agua después de un incendio.
- a) Los suelos bajo brezal presentes en el área de estudio presentan una alta repelencia al agua. En lugar de aumentar, la repelencia al agua natural en el área de estudio puede destruirse parcialmente tras un incendio intenso, como así se ha determinado bajo condiciones de campo. En el laboratorio, las muestras quemadas y secadas al aire en el laboratorio mostraron una escasa reducción en la proporción de suelo hidrofílico, aunque la intensidad de la repelencia se redujo, y la proporción de muestras de suelos extremadamente repelentes al agua descendió respecto a las muestras de suelos control que no habían sido quemadas. Los cambios en la proporción de muestras hidrofílicas fueron relativamente fuertes en la superficie expuesta del suelo bajo condiciones de campo, pero disminuía progresivamente con la profundidad, puesto que se

observaron pequeñas diferencias entre las muestras de suelos quemados y no quemados a una profundidad de 40 mm tanto en condiciones de campo como en laboratorio.

- b) Se espera que los efectos hidrológicos del incendio sobre la repelencia al agua disminuyan con la recuperación de la vegetación y de la materia orgánica. El carácter hidrofílico de los suelos al comienzo de la estación de lluvias puede limitar hasta cierto punto los efectos erosivos de las lluvias. Lluvias prolongadas o intensas pueden exceder la capacidad de almacenamiento del suelo y generar flujo de escorrentía superficial.
- c) Los niveles de repelencia al agua fueron restablecidos prácticamente después de 18 meses tras el incendio. Este resultado sugiere que la repelencia al agua observada en suelos bajo brezal en el área de estudio no es necesariamente una consecuencia del fuego, pudiendo ser una cualidad de esos suelos (aunque, como han observado varios autores, puede ser intensificado por los tipos de vegetación). Futuras investigaciones deberán aclarar en qué medida la repelencia al agua en áreas mediterráneas similares a la estudiada es realmente inducida por el fuego. Puesto que pueden aparecer cambios a corto o medio plazo en la repelencia del suelo, su papel como indicador de la severidad del incendio podría ser comprometido en algunos casos.
- d) Finalmente, el test de tiempo de penetración de la gota de agua parece el más adecuado a los estudios referentes a las implicaciones hidrológicas de la repelencia al agua en suelos. Pero, las medidas directas (ángulo de contacto) o las estimaciones indirectas del ángulo de contacto (test del porcentaje de etanol) pueden no ser exactas cuando se sospecha que existe variabilidad en las propiedades de los suelos.

7 REFERENCIAS

- Adam, N.K., 1963. Principles of water-repellency. En: Moillet, J.L. (ed.). *Water Proofing and Water-Repellency*. Elsevier. London.
- Adams, S., Strain, B.R., Adams, M.S., 1969. Water-repellent soils and annual plant cover in a desert scrub community of southeastern California. *Symposium on Water-repellent Soils, Proceedings*. University of California. Riverside, CA. Pp: 289-295.
- Agassi, M., Shainberg, I., Van der Merwe, D., 1994. Effect of water salinity on inter-rill erosion and infiltration: laboratory study. *Australian Journal of Soil Research* 32:595-601.
- Alexandrian, D., Esnault, F., Calabri, G., 1999. Forest fires in the Mediterranean area. *Unasylva* 197:35-41.
- Ammar, H., López, S., González, J., Ranilla, M., 2004. Comparison between analytical methods and biological assays for the assessment of tannin-related antinutritive effects in some Spanish browse species. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 84:1349-1356.
- Anderson, H.W., Hoover, M.D., Reinhart, K.G., 1976 *Forests and water: effects of forest management on floods, sedimentation, and water supply*. General Technical Report PSW-18. Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, United States Department of Agriculture, Forest Service. Berkeley, CA.
- Andreu, V., Rubio, J.L., Forteza, J., Cerni, R., 1996. Post-fire effects on soil properties and nutrient losses. *International Journal of Wildland Fire* 6:53-58.

- Arcenegui, A., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mayoral, A.M., Morales, J., 2007. Factors controlling the water repellency induced by fire in calcareous Mediterranean forest soils. *European Journal of Soil Science* 58:1254-1259.
- Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mataix-Beneyto, J., García-Orenes, F., 2008. Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. *Catena* 74:219-226
- Arnaez, J., Lasanta, T., Ruiz-Flaño, P., Ortigosa, L., 2007. Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards. *Soil & Tillage Research* 93:324-334.
- Bachmann, J., van der Ploeg, R.R., 2002. A review on recent developments in soil water retention theory: interfacial tension and temperature effects. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165:468-478.
- Bán, S., Wolframe, E., Rohrsetz, S., 1987. The condition of starting of liquid imbibition in powders. *Colloids and Surfaces* 22:291-300.
- Barrett, G., Slaymaker, O., 1989. Identification, characterization and hydrological implications of water repellency in mountain soils, Southern British Columbia. *Catena* 16:477-489.
- Bauters, T.W.J., Steenhuis, T.S., Parlange, J.Y., 1998. Preferential flow in water-repellent sands. *Soil Science of America Journal* 62:1185-1190.
- Bayliss, J.S., 1911. Observations on *Marasmius oreades* and *Clitocybe gigantea* as parasitic fungi causing fairy rings. *Journal of Economic Biology* 6:111-132.

- Benavides-Solorio, J., MacDonald, L.H., 2001. Post-fire runoff and erosion from simulated rainfall on small plots, Colorado Front Range. *Hydrological Processes* 15:2931-2952.
- Benito, E., Santiago, J.L., de Blas, E., Varela, M.E., 2003. Deforestation of water-repellent soils in Galicia (NW Spain): effects on surface runoff and erosion under simulated rainfall. *Earth Surface Processes and Landforms* 28:145-155.
- Berglund, K., Persson, L., 1996. Water repellence of cultivated organic soils. *Acta Agriculturae Scandinavica* 46:145-152.
- Bisdom, E.B.A., Dekker, L.W., Schoute, J.F.Th., 1993. Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. *Geoderma* 56:105-118.
- Blackwell, P.S., 1993. Improving sustainable production from water repellent sands. *Western Australia Journal of Agriculture* 34:160-167.
- Blake, G.R., Hartge, K.H., 1986. Bulk density. En: Klute, A. (ed.). *Methods of Soil Analysis-Part 1, Physical and Mineralogical Methods*, 2nd edition. American Society of Agronomy. Madison, WI.
- Blanco-Canqui, H., Lal, R., 2009. Extent of soil water repellency under long-term no-till soils. *Geoderma* 149:171-180.
- Blanco-Canqui, H., Lal, R., Shipitalo, M.J., 2007. Aggregate disintegration and wettability for long-term management systems in the northern Appalachians. *Soil Science Society of America Journal* 71:759-765.
- Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., Calvo-Cases, A., Arnau-Rosal, E., Albadalejo, J., Castillo, V., 2007. Causes and underlying processes of measurement variability in field erosion plots in

- Mediterranean conditions. *Earth Surface Processes and Landforms* 32:85-101.
- Bond, R.D., Harris, J.R., 1964. The influence of the microflora on physical properties of soils. I. Effects associated with filamentous algae and fungi. *Australian Journal of Soil Research*, 2:111-122.
- Bonell, M., Williams, J., 1986. The generation and redistribution of overland on massive oxic soil in a eucalypt woodland within the semiarid tropics of north Australia. *Hydrological Processes* 1:31-46.
- Bornemisza, E., 1964. Wettability of soils in relation to their physiochemical properties. Unpublished PhD thesis. University of Florida. *Dissertation Abstracts* 64:3771.
- Brock, J.H., DeBano, L.F., 1990. Wettability of an Arizona chaparral soil influenced by prescribed burning. General Technical Report RM-191. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, United States Department of Agriculture, Forest Service. Tucson, AZ.
- Brown, J.K., 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service Intermountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report INT-16. Fort Collins, CO.
- Brown, A.A., Davis, K.P., 1973. *Forest fire: control and use*. McGraw-Hill. New York, NY.
- Brown, M.B. and Forsythe, A.B., 1974. Robust tests for the equality of variances. *Journal of the American Statistical Association* 69:264-267.

- Bryant, R., Doerr, S.H., Helbig, M., 2005. The effect of oxygen deprivation on soil hydrophobicity during heating. *International Journal of Wildland Fire* 14:449-455.
- Buczko, U., Bens, O., Fischer, H., Hüttl, R.F., 2002. Water repellency in sandy luvisols under different forest transformation stages in northeast Germany. *Geoderma* 109:1-18.
- Burch, G.J., Moore, I.D., Burns, J., 1989. Soil hydrophobic effects on infiltration and catchment runoff. *Hydrological Processes* 3:211-222.
- Busse, M.D., Hubbert, K.R., Fiddler, G.O., Shestak, C.J., Powers, R.F., 2005. Lethal soil temperatures during burning of masticated forest residues. *International Journal of Wildland Fire* 14:267-276.
- Campbell, R.E., Baker, M.B., Folliott, P.F., 1977. Wildfire effects on a ponderosa pine ecosystem: an Arizona case study. USDA Forest Service Papers, RM-191. Rocky Mountain Forest and Range Experimental Station, United States Department of Agriculture, Forest Service. Fort Collins, CO.
- Campo, J., Andreu, V., Gimeno-Garcia, E., Gonzalez, O., Rubio, J.L., 2006. Occurrence of soil erosion after repeated experimental fires in a Mediterranean environment, *Geomorphology* 82:376-387.
- Cann, M., Lewis, D., 1994. The use of dispersible sodic clay to overcome water repellence in sandy soils in the South East of South Australia. Proceedings of the 2nd National Water Repellency Workshop, 1-5 August. Perth, WA.
- Capriel, P., Borchert, Beck., Gronholz, H., Zachmann, J., 1995. Water repellency of the organic matter in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry* 27:1453-1458.

- Carballeira, A., 1980. Phenolic inhibitors in *Erica australis* L. and in associated soil. *Journal of Chemical Ecology*, 6:593-596.
- Carmona, J., 2008. Incendios en Doñana. Evaluación 2007. WWF/Adena. Madrid.
- Carter, D.J., Hetherington, R.E., 1994. Claying of water repellent soils on the South Coast of Western Australia. *Proceedings of the 2nd National Water Repellency Workshop*, 1-5 August. Perth, WA.
- Carter, D.J., Hetherington, R.E., Morrow, G., Nicholson, D., 1994. Trends in water repellency measurements from soils sampled at different soil moisture and land use. *Proceedings of the 2nd National Water Repellency Workshop*, 1-5 August 1994, Perth, WA.
- Casmermeiro, M.A., Molina, J.A., de la Cruz Caravaca, M.T., Hernando Costa, J., Hernando Massanet, M.I., Moreno, P.S., 2004. Influence of scrubs on runoff and sediment loss in soils of Mediterranean climate. *Catena* 57:91-107.
- Cerdà, A., Lasanta, A., 2005. Long-term erosional responses after fire in the Central Spanish Pyrenees: 1. Water and sediment yield. *Catena* 60:59-80.
- Cerdà, A., 1998. Changes in overland flow and infiltration after a rangeland fire in Mediterranean scrubland. *Hydrological Processes* 12:1031-1042.
- Cerdà, A., 2001. Effects of rock fragment cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science* 52:59-68.
- Cerdà, A., 1998. Changes in overland flow and infiltration after a rangeland fire in Mediterranean scrubland. *Hydrological Processes* 12:1031-42.

- Cerdà, A., Doerr, S.H., 2005. Influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an 11-year investigation. *International Journal of Wildland Fire*, 14:423-437.
- Cerdà, A., Doerr, S.H., 2007. Soil wettability, runoff and erodibility of major dry-Mediterranean land use types on calcareous soils. *Hydrological Processes* 21:2325-2336.
- Cerdà, A., Doerr, S.H., 2008. The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena* 74:256-263.
- Cerdà, A., Schnabel, S., Ceballos, A., Gomez-Amelia, D., 1998. Soil hydrological response under simulated rainfall in the Dehesa land system Extremadura, SW Spain. under drought conditions. *Earth Surface Processes and Landforms* 23:195-209.
- Chan, K.Y., 1992. Development of seasonal water-repellence under direct drilling. *Soil Science Society of America Journal* 56:326-329.
- Chandler, C.P., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L., Williams, D., 1991. *Fire in forestry-Volume I: Forest fire behavior and effects*. John Wiley & Sons, Inc. New York, NY.
- Chen, Y., Schnitzer, M., 1978. The surface tension of aqueous solutions of soil humic substances. *Soil Science* 125:7-15.
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal* 64:1479-1486.
- Clemente, L., Siljeström, P., 1987. Influencia del fuego en la evolución de un suelo arenoso. *Cuaternario y Geomorfología*, 1:89-102.

- Cochran, W.G., 1950. The comparison of percentages in matched samples. *Biometrika* 37:256-266.
- Conde, E., Cadahía, E., García-Vallejo, M. C., Fernández de Simón, B., 1998. Polyphenolic composition of *Quercus suber* cork from different Spanish provenances. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 46:3166-3171.
- Conde, E., Cadahia, E., García-Vallejo, M.C., Fernández de Simón, M.B., 1995. Polyphenolic composition of wood extracts from *Eucalyptus camaldulensis*, *E. globulus* and *E. rudis*. *Holzforschung* 49:411-417.
- Crockford, S., Topalidis, S., Richardson, D.P., 1991. Water repellency in a dry sclerophyll forest-measurements and processes. *Hydrological Processes* 5:405-420.
- de Jonge, L.W., Jacobsen, O.H., Moldrup, P., 1999. Soil water repellency: effects of water content, temperature and particle size. *Soil Science Society of America Journal* 63:437-442.
- De Luis, M., González-Hidalgo, J.C., Raventós, J., 2003. Effects of fire and torrential rainfall on erosion in a Mediterranean gorse community. *Land Degradation and Development* 14:203-213.
- DeBano, L.F., 1966. Formation of non-wettable soils involves heat transfer mechanism. Research Notes PSW-132. Pacific Southwest Forest and Range Experimental Station, United States Department of Agriculture, Forest Service. Berkeley, CA.
- DeBano, L.F., 1969. Water movement in water-repellent soils. En: DeBano, L.F., Letey, J. (eds.). *Symposium on Water-repellent Soils, Proceedings*. University of California. Riverside, CA. Pp: 61-89.

- DeBano, L.F., 1971. The effect of hydrophobic substances on water movement in soil during infiltration. *Soil Science Society of America Proceedings* 35:340-343.
- DeBano, L.F., 1974. Chaparral soils. In; Rosenthal, M. (ed.). *Living with the chaparral: Symposium Proceedings*. Sierra Club Special Publication. San Francisco, CA. Pp: 19-26.
- DeBano, L.F., 1981. Water repellent soils: a state-of-the-art. General Technical Report, PSW-46. United States Department of Agriculture, Forest Service, Berkeley, CA.
- DeBano, L.F., 1991. The effect of fire on soil. En: Harvey. A.E.; Neuenschwander, L.F. (eds.). *Management and productivity of western-montane forest soils*. General Technical Report INT-280. Intermountain Forest and Range Experimental Station, United States Department of Agriculture, Forest Service. Ogden, UT.
- DeBano, L.F., 2000. Water repellency in soils: a historical overview. *Journal of Hydrology* 231-232:4-32.
- DeBano, L.F., 2000a. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: A review. *Journal of Hydrology* 231-232:195-206.
- DeBano, L.F., Krammes, J.S., 1966. Water repellent soils and their relation to wildfire temperatures. *Bulletin of the International Association of Scientific Hydrology* 2:14-19.
- DeBano, L.F., Mann, L.D., Hamilton, D.A., 1970. Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. of the *Soil Science Society of America Proceedings* 34:130-133.
- DeBano, L.F., Neary, D., 2005. The soil resource: its importance, characteristics, and general responses to fire. En: Neary, D., Ryan, K.C., DeBano, L.F. (eds.). *Wildland fire in ecosystems*.

Effects of fire on soil and water. General Technical Report 42-4. Rocky Mountain Research Station. United States Department of Agriculture, Forest Service. Ogden, UT.

DeBano, L.F., Neary, D., Ffolliot, P., 1998. Fire effects on ecosystems. John Wiley & Sons. New York, NY.

DeBano, L.F., Neary, D., Ffolliot, P., 2005. Soil physical properties. En: Neary, D., Ryan, K.C., DeBano, L.F. (eds.). Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on soil and water. General Technical Report 42-4. Rocky Mountain Research Station. United States Department of Agriculture, Forest Service. Washington, DC.

DeBano, L.F., Rice, R.M., Conrad, C.E., 1979. Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff. Paper PSW-145. Pacific Southwest Forest and Range Experimental Station, United States Department of Agriculture, Forest Service. Berkeley, CA.

DeBano, L.F., Savage, S.M., Hamilton, D.A., 1976. The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. Soil Science Society of America Journal 40:779-782.

Dekker, L.W., Doerr, S.H., Oostindie, K., Ziogas, A.K., Ritsema, C.J., 2001. Actual water repellency and critical soil water content in a dune sand. Soil Science Society of America Journal 65:1667-1675.

Dekker, L.W., Jungerius, P.D., 1990. Water repellency in the dunes with special reference to The Netherlands. Catena 18:173-183.

Dekker, L.W., Ritsema, C.J., 1994. How water moves in a water-repellent sandy soil. I. Potential and actual water repellency. Water Resources Research 30:2507-2517.

- Dekker, L.W., Ritsema, C.J., 1995. Fingerlike wetting patterns in two water-repellent loam soils. *Journal of Environmental Quality* 24:324-333.
- Dekker, L.W., Ritsema, C.J., 1996a. Variation in water content and wetting patterns in Dutch water repellent peaty clay and clayey peat soils. *Catena* 28:89-105.
- Dekker, L.W., Ritsema, C.J., 1996b. Preferential flow paths in a water repellent clay soil with grass cover. *Water Resources Research* 32:1239-1294.
- Dekker, L.W., Ritsema, C.J., 2000. Wetting patterns and moisture variability in water repellent Dutch soils. *Journal of Hydrology* 231-232:248-164.
- Dekker, L.W., Ritsema, C.J., Oostindie, K., 2000. Extent and significance of water repellency in dunes along the Dutch coast. *Journal of Hydrology* 231-232:112-125.
- Diaz-Fierros, F., Benito, E., Soto, B., 1994. Action of forest fires on vegetation cover and soil erodibility. En: Sala, M., Rubio, J.L. (eds.). *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geofoma Ediciones. Logroño. Pp: 163-176.
- Diaz-Fierros, F., Benito, E., Vega, J.A., Castelao, A., Soto, B., Perez-Moreira, R., Taboada, T., 1990. Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain). En: Goldammer, J.G., Jenkens, M.J. (eds.). *Fire in Ecosystems Dynamics*, SPB Academic Publishing. The Hague. Pp: 103-116.
- Didon, J., 1960. Le flysch gaditan au Nord et au Nord-Est d'Algeriras (Prov. De Cadix, Espagne). *Bulletin de la Société Géologique de France* 2:352.361.

- Dlapa, P., Doerr, S.H., Lichner, L., Sir, M., Tesar, M., 2004. Effect of kaolinite and Ca-montmorillonite on the alleviation of soil water repellency. *Plant, Soil and Environment* 50: 358-363
- Doerr, S.H., Blake, W.H., Shakesby, R.A., Stagnitti, F., Vuurens, S.H., Humphreys, G.S., Wallbrink, P., 2004. Heating effects on water repellency in Australian eucalypt forest soils and their value in estimating wildfire soil temperatures. *International Journal of Wildland Fire* 13:157-163.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Blake, W.H., Humphreys, G.S., Chafer, C., Wallbrink, P.J., 2006. Effects of contrasting wildfire severity on soil wettability in Australian eucalypt catchments. *Journal of Hydrology* 319:295-311.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D., 1996. Soil hydrophobicity variations with depth and particle size fraction in burned and unburned *Eucalyptus globulus* and *Pinus pinaster* forest terrain in the Agueda Basin, Portugal. *Catena* 27:25-47.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D., 2000b. Soil hydrophobicity in north-west Europe: Its occurrence and implications for modelling soil hydrological response. *British Hydrological Society Occasional Paper* 11:211-218.
- Doerr, S.H., 1998. On standardising the "Water Drop Penetration Time" and the "Molarity of an Ethanol Droplet" techniques to classify soil water repellency: a case study using medium textured soils. *Earth Surface Processes and Landforms* 23:663-668.
- Doerr, S., Shakesby, R.A., 2009. Soil water repellency. Principles, causes and relevance in fire-affected environments. En: Cerdà, A., Mataix-Solera, J. (eds.). *El efecto de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles*. Universitat de Valencia. Valencia.

- Doerr, S.H., Dekker, L.W., Shakesby, R.A., Ritsema, C.J., Bryant, R., 2002. Water repellency of soils: the influence of ambient relative humidity. *Soil Science Society of America Journal*, 66:401-405.
- Doerr, S.H., Ferreira, A.J.D., Walsh, R.P.D., Shakesby, R.A., Leighton-Boyce, G., Coelho, C.O.A., 2003. Soil water repellency as a potential parameter in rainfall-runoff modelling: experimental evidence at point to catchment scales from Portugal. *Hydrological Processes* 17:363-377.
- Doerr, S.H., Llewellyn, C.T., Douglas, P., Morley, C.P., Mainwaring, K.A., Haskins, C., Johnsey, L., Ritsema, C.J., Stagnitti, F., Allison, G., Ferreira, A.J.D., Keizer, J.J., Ziogas, A.K., Diamantis, J., 2005. Extraction of compounds associated with water repellency in sandy soils of different origin. *Australian Journal of Soil Research* 43:225-237.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Dekker, L.W. and Ritsema, C.J., 2006. Occurrence, prediction and hydrological effects of water repellency amongst major soil and land-use types in a humid temperate climate. *European Journal of Soil Science*, 57:741-754.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D., 1996. Soil water repellency variations with depth and particle size fraction in burned and unburned *Eucalyptus globulus* and *Pinus pinaster* forest terrain in the Águeda basin, Portugal. *Catena* 27:25-47.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D., 1998. Spatial variability of soil water repellency in fire-prone eucalyptus and pine forests, Portugal. *Soil Science* 163:313-324.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D., 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-

- geomorphological significance. *Earth-Science Reviews* 51:33-65.
- Doerr, S.H., Thomas, A.D., 2000. The role of soil moisture in controlling water repellency: new evidence from forest soils in Portugal. *Journal of Hydrology* 231-232:134-147.
- Dunne, T., Black, R., 1970. An experimental investigation of runoff production in permeable soils. *Water Resources Research* 6:478-490.
- Ellies, A., Grez, R. and Ramírez, C., 1996. Efecto de la materia orgánica sobre la capacidad de humectación y las propiedades estructurales de algunos suelos de la zona centro sur de Chile. *Agro Sur* 24:48-58.
- European Commission, 2002. *Forest Fires in Europe: 2001 Fire Campaign*. European Communities. Ispra.
- Feeney, D., Hallett, P., Rodger, S., Bengough, A., White, N., 2006. Impact of fungal and bacterial biocides on microbial induced water repellency in arable soil. *Geoderma* 135:72-80.
- Feeney, D.S., Hallett, P.D., Rodger, S., Bengough, A.G., White, N.A. and Young, I.M., 2006. Impact of fungal and bacterial biocides on microbial induced water repellency in arable soil. *Geoderma* 135:72-80.
- Franco, C.M.M., Clarke, P.J., Tate, M.E., Oades, J.M., 2000. Hydrophobic properties and chemical characterisation of natural water-repellent materials in Australian sands. *Journal of Hydrology* 231-232:47-58.
- Franco, C.M.M., Clarke, P.J., Tate, M.E., Oades, J.M., 2000. Studies on non-wetting sands: II. Hydrophobic properties and chemical characterisation of natural water-repellent materials. *Journal of Hydrology* 231-232:47-58.

- Franco, C.M.M., Tate, M.E., Oades, J.M., 1995. Studies on non-wetting sands: I. The role of intrinsic particulate organic matter in the development of water repellency in non-wetting sands. *Australian Journal of Soil Research* 33:253-263.
- Fuentes, E.R., Segura, A.M., Holmgren, M., 1994. Are the response of matorral shrubs different from those in an ecosystem with a reputed fire history?. En: Moreno, J.M., Oechel, W.C. (eds), *The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer-Verlag. New York, NY.
- García-Corona, E., Benito de Blas, E., Varela, M.E., 2004. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire* 13:195-199.
- García-Novo, F., Fernandez Lo Faso, R., Garcia Sevilla, D., 2007. Restoration on an ancient dune system enhancing landscape perception. En: Isermann, M., Kiehl, K. (eds.). *Restoration of coastal ecosystems*. *Coastline Reports* 7:61-67.
- Gerke, H.H., Hangen, E., Schaaf, W., Hüttl, R.F., 2001. Spatial variability of potential water repellency in a lignitic mine soil afforested with *Pinus nigra*. *Geoderma* 102:255-274.
- Giovannini, G., 1994. The effect of fire on soil quality. En: Sala, M., Rubio, J.L. (eds.). *Soil Erosion as a Consequence of Forest Fires*. Geoforma Ediciones. Logroño.
- Giovannini, G., Lucchesi, S., 1983. Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates. *Soil Science* 136:231-236.
- Giovannini, G., Lucchesi, S., 1984. Differential thermal analysis and infrared investigations on soil hydrophobic substances. *Soil Science* 137:457-463.

- Giovannini, G., Lucchesi, S., 1997. Modifications induced in the soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science* 162:479-86.
- Giovannini, G., Lucchesi, S., Cervelly, S., 1987. The natural evolution of a burnt soil: a three-year investigation. *Soil Science* 143:220-226.
- Goforth, B.R., Graham, R.C., Hubbert, K.R., Zanner, W., Minnich, R.A., 2005. Spatial distribution and properties of Ash and thermally altered soils after high severity forest fire. *International Journal of Wildland Fire* 14:343-345.
- González Bernáldez, F., García Novo, F., Ramirez Díaz, L., 1975a. Analyse factorielle de la vegetation des dunes de la Reserve Biologique de Doñana (Espagne). I. Analyse numerique des donnes floristiques. *Israel Journal of Botany* 24:106-117.
- González Bernáldez, F., García Novo, F., Ramirez Díaz, L., 1975b. Analyse factorielle de la vegetation des dunes de la Reserve Biologique de Doñana (Espagne). II. Etude speciale d'un gradient de non-linearite. *Israel Journal of Botany* 24:173-182.
- González-Pérez, J.A., González-Vila, F.J., Almendros, G., Knicker, H., 2004. The effect of fire on soil organic matter. A review. *Environment International* 30:855-870.
- Granados Corona, M., Martin Vicente, A., Garcia Novo, F., 1988. Long-term vegetation changes on the stabilized dunes of Doñana National Park (SW Spain). *Plant Ecology* 75:73-80.
- Granados, M., 1985. Causas históricas de la estructuración de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana. PhD Thesis. University of Sevilla. Sevilla.

- Granados, M., Martín, A., García Novo, F., 1986. El papel del fuego en los ecosistemas de Doñana. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 29:17-28.
- Greiffenhagen, A., Wessolek, G., Facklam, M., Renger, M., Stoffregen, H., 2006. Hydraulic functions and water repellency of forest floor horizons on sandy soils. *Geoderma* 132:182-195.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., García-Orenes, F., Gómez, I., 2001. Different patterns of aggregate stability in burned and restored soils. *Arid Land Research and Management* 15:163-171.
- Gyasi-Agyei, Y., 2006. Erosion risk assessment of controlled burning of grasses established on steep slopes. *Journal of Hydrology* 317:276-290.
- Hafizoglu, H., Holmbom, B., Reunanen, M., 2002. Chemical composition of lipophilic and phenolic constituents of barks from *Pinus nigra*, *Abies bornmülleriana* and *Castanea sativa*. *Holzforschung* 56:257-260.
- Hallett, P.D., Ritz, K., Wheatley, R.E., 2001. Microbial derived water repellency in soil. *International Turfgrass Society Research Journal* 9:518-524.
- Hamed, Y., Albergel, J., Pépin, Y., Asseline, J., Nasri, S., Zante, P., Berndtsson, R., El-Niazy, M., Balah, M., 2002. Comparison between rainfall simulator erosion and observed reservoir sedimentation in an erosion-sensitive semiarid catchment. *Catena* 50:1-16
- Harper, R.J., Gilkes, R.J., 1994. Soil attributes related to water-repellency and the utility of soil survey for predicting its occurrence. *Australian Journal of Soil Research* 32:1109-1124.

- Harper, R.J., McKissock, I., Gilkes, R.J., Carter, D.J., Blackwell, P.S., 2000. A multivariate framework for interpreting the effects of soil properties, soil management and landuse on water repellency. *Journal of Hydrology* 231-232:371-383.
- Hartford, R.A., Frandsen, W.H., 1992. When it's hot, it's hot ... or maybe it's not (surface flaming may not portend extensive soil heating). *International Journal of Wildland Fire* 2:139-144.
- Hendrickx, J.M.H., 1990. Determination of hydraulic soil Properties. En: Anderson, M.G., Burt, T.P (eds.). *Process Studies in Hillslope Hydrology*, John Wiley & Sons Ltd. Baffins Lane. Chichester. Pp 43-92.
- Hendrickx, J.M.H., Dekker, L.W., Boersma, O.H., 1993. Unstable wetting fronts in water repellent field soils. *Journal of Environmental Quality* 22:109-118.
- Hillel, D., 1998. *Environmental soil physics*. Academic Press. San Diego, CA.
- Hollander, M., Wolfe, D.A., 1973. *Nonparametric Statistical Methods*. Wiley, New York, NY.
- Holzhey, C.S., 1969. Soil morphological. relationships and water repellence. En: DeBano, L.F., Letey, (eds.). *Symposium on Water-repellent Soils, Proceedings*. University of California. Riverside, CA. Pp: 281-287.
- Hubbert, K.R., Preisler, H.K., Wohlgemuth, P.M., Graham, R.C., Narog, M.G., 2006. Prescribed burning effects on soil physical properties and soil water repellency in a steep chaparral watershed, southern California, USA. *Geoderma* 130:284-298

- Hudson, J., Kellman, M., Sanmugadas, K., Alvarado, C., 1983. Prescribed burning *Pinus occarpa* in Honduras. *Forest Ecology and Management* 5:269-81
- Hudson, R.A., Traina, S.J., Shane, W.W., 1994. Organic matter comparison of wettable and non-wettable soils from bentgrass sand greens. *Journal of the Soil Science Society of America* 58:361-367.
- Huffmann, E.L., MacDonald, L.H., Stednick, J.D., 2001. Strength and persistence of fire-induced hydrophobicity under ponderosa and lodgepole pine, Colorado front range. *Hydrological Processes* 15:2877-2892.
- Hurrass, J., Schaumann, G.E., 2006. Properties of soil organic matter and aqueous extracts of actually water repellent and wettable soil samples. *Geoderma* 132:222-239.
- Imeson, A.C., 1971. Heather burning and soil erosion on the north Yorkshire moors. *Journal of Applied Ecology* 8:537-542.
- Imeson, A.C., Verstraten, J.M., Van Mullingen, E.J., Sevink, J., 1992. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forests. *Catena* 19:345-361.
- Inbar, M., Wittenberg, L., Tamir, M., 1997. Soil erosion and forestry management after wildfire in a Mediterranean woodland, Mt. Carmel, Israel. *International Journal of Wildland Fire* 7:285-294.
- Inbar, M., Tamir, M., Wittenberg, L., 1998. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology* 24:17-33.
- Ingalsbee, T., 2005. Collateral Damage: The Environmental Effects of Firefighting: The 2002 Biscuit Fire Suppression Actions and Effects. Informe técnico no publicado.

- ISSS-AISS-IBG, 2006. World reference base for soil resources. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- Ito, H., Yamaguchi, K., Kim, T.-H., Khennouf, S., Gharzouli, K., Yoshida, T., 2002. Dimeric and trimeric hydrolyzable tannins from *Quercus coccifera* and *Quercus suber*. *Journal of Natural Products* 65:339-345.
- Jamison, V.C., 1943. The slow reversible drying of sandy surface soils beneath citrus trees in central Florida. *Soil Science Society of America Journal* 7:36-41.
- Jamison, V.C., 1946. Resistance to wetting in the surface of sandy soils under citrus trees in Central Florida and its effect upon penetration and the efficiency of irrigation. *Soil Science Society of America Proceedings* 11:103-109.
- Jamison, V.C., 1946. The penetration of irrigation and rain water into sandy soils of central Florida. *Soil Science Society of America Journal* 10:25-29
- Jaramillo, D.F., 2004. Repelencia al agua en suelos. Con énfasis en Andisoles de Antioquía. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Colombia. Medellín.
- Jaramillo, D.F., Dekker, L.W., Ritsema, C.J. and Hendrickx, J.M.H., 2000. Occurrence of soil water repellency in arid and humid climates. *Journal of Hydrology* 231-232:105-111,
- Jaynes, W.F., Boyd, S.A., 1991. Hydrophobicity of siloxane surfaces in smectites as revealed by aromatic hydrocarbon adsorption from water. *Clay and Clay Minerals* 39:428-436.
- Jex, G.W., Bleakley, B.H., Hubbell, D.H., Munro, L.L., 1985. High humidity-induced increase in water repellency in some sandy soils. *Soil Science Society of America Journal* 49:1177-1182.

- Jordán, A., Ruiz, M.A., Gómez, I.A., Limón, F., 1998. Principales tipos de suelos asociados al bosque de *Quercus* sp. y brezal en el Parque Natural "Los Alcornocales" (Cádiz, Málaga). *Almoraima* 19:231-240.
- Jordán, A. and Bellinfante, N., 2000. Cartografía de la erosividad de la lluvia estimada a partir de datos pluviométricos mensuales en el Campo de Gibraltar (Cádiz). *Edafología* 7:83-92.
- Jordán, A., 2000. El medio físico del Campo de Gibraltar: unidades geomorfoedáficas y riesgo de erosión. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Jordán, A., Martínez-Zavala, L., Bellinfante, N., 2008. Heterogeneity in soil hydrological response from different land cover types in southern Spain. *Catena* 74:137-143.
- Jordán, A., Zavala, L.M., Nava, A.L., Alanís, N., 2009. Occurrence and hydrological effects of water repellency in different soil and land use types in Mexican volcanic highlands. *Catena* 79:60-71.
- Jouany, C., 1991. Surface free energy components of clay-synthetic humic acid complexes from contact-angle measurements. *Clay and Clay Minerals* 39:43-49.
- Jungerius, P.D. and Dekker, L.W., 1990. Water erosion in the dunes. *Catena Supplement* 18:185-193.
- Jungerius, P.D., de Jong, J.H., 1989. Variability of water repellence in the dunes along the dutch coast. *Catena* 16:491-497.
- Jungerius, P.D., van der Meulen, F., 1988. Erosion processes in a dune landscape along the Dutch coast. *Catena* 15:217-228.
- Kaiser, K., Guggenberger, G., Haumaier, L., Zech, W., 2001. Seasonal variations in the chemical composition of dissolved organic

matter in organic forest floor layer leachates of old-growth Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands in northeastern Bavaria, Germany. *Biogeochemistry* 55:103-143.

Kamphorst, A., 1987. A small rainfall simulator for determination of soil erodibility. *Netherlands Journal of Agricultural Soil Science* 35:407-415.

Keeley, J.E., 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested use. *International Journal of Wildland Fire* 18:116-126.

Keizer, J.J., Coelho, C.O.A., Shakesby, R.A., Domingues, C.S.P., Malvar, M.C., Perez, I.M.B., Matias, M.J.S., Ferreira, A.J.D., 2005. The role of soil water repellency in overland flow generation in pine and eucalypt forest stands in coastal Portugal. *Australian Journal of Soil Research* 43:337-350.

Keizer, J.J., Doerr, S.H., Malvar, M.C., Ferreira, A.J.D., Pereira, V.M.F.G., 2007. Temporal and spatial variations in topsoil water repellency throughout a crop-rotation cycle on sandy soil in north-central Portugal. *Hydrological Processes* 21:2317-2324.

Keizer, J.J., Doerr, S.H., Malvar, M.C., Prats, S.A., Ferreira, R.S.V., Oñate, M.G., Coelho, C.O.A., Ferreira, A.J.D., 2008. Temporal variation in topsoil water repellency in two recently burnt eucalypt stands in north-central Portugal. *Catena* 74:192-204.

King, P.M., 1981. Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurement. *Australian Journal of Soil Research* 19:275-285.

- Kramer, P.J., 1974. Relaciones hídricas de suelos y plantas. Edutex SA. México DF.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A., 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47:583-621.
- Lasanta, T., García-Ruiz, J.M., Pérez-Rantomé, C., Sancho Marcén, C., 2000. Runoff and sediment yield in a semi-arid environment: the effect of land management after farmland abandonment. *Catena* 38:256-278.
- Lavee, H., Kutiel, P., Segev, M., Benyamini, Y., 1995. Effect of surface roughness on runoff and erosion in a Mediterranean ecosystem: the role of fire. *Geomorphology* 11:227-234.
- Leighton-Boyce, G., Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D., Ferreira, A.J.D., Boulet, A.K., Coelho, C.O.A., 2005. Temporal dynamics of water repellency and soil moisture in eucalypt plantations, Portugal. *Australian Journal of Soil Research* 43:269-280
- Leighton-Boyce, G., Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D., 2007. Quantifying the impact of soil water repellency on overland flow generation and erosion: a new approach using rainfall simulation and wetting agent on in situ soil. *Hydrological Processes* 21: 2337-2345.
- Letey, J., 2001. Causes and consequences of fire induced soil water repellency. *Hydrological Processes* 15:2867-2875.
- Letey, J., Carrillo, M.L.K., Pang, X.P., 2000. Approaches to characterize the degree of water repellency. *Journal of Hydrology* 231-232:61-65.

- Lewis, S.A., Wu, J.Q., Robichaud, P.R., 2006. Assessing burn severity and comparing soil water repellency, Hayman Fire, Colorado. *Hydrological Processes* 20:1-16.
- Lichner, L., Dlapa, P., Doerr, S., Mataix-Solera, J., 2006. Evaluation of different clay minerals as additives for soil water repellency alleviation. *Applied Clay Science* 31:238-248.
- Lin, C-Y., Chou, W-C., Tsai, J-S. and Lin W-T., 2006. Water repellency of Casuarina windbreaks (*Casuarina equisetifolia* Forst.) caused by fungi in central Taiwan. *Ecological Engineering* 26:283-292.
- Ma'shum, M., Tate, M.E., Jones, G.P., Oades, J.M., 1988. Extraction and characterisation of water-repellent material from Australian soils. *Soil Science* 39:99-110.
- MacDonald, L.H., Huffmann, E.L., 2004. Post-fire soil water repellency: Persistence and soil moisture thresholds. *Soil Science Society of America Journal* 68:1729-1734.
- Mallik, A.U., Rahman, A.A., 1985. Soil water repellency in regularly burned Calluna heathlands: comparison of three measuring techniques. *Environmental Management* 20:207-218.
- Mann, H.B., Whitney, D.R., 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Annals of Mathematical Statistics* 18:50-60.
- MAPA, 1982. Métodos oficiales de análisis de suelos. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Marcos, E., Tárrega, R., Luis-Calabuig, E., 2000. Comparative analysis of runoff and sediment yield with a rainfall simulator after experimental fire. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 14:293-307.

- Marion, G.M., Moreno, J.M., Oechel, W.C., 1991. Fire severity, ash deposition and clipping effects on soil nutrients in chaparral. *Soil Science Society American Journal* 55:235-240.
- Márquez-García, B., Fernández, M.A., Córdoba, F., 2009. Phenolics composition in *Erica* sp. differentially exposed to metal pollution in the Iberian Southwestern Pyritic Belt. *Bioresource Technology* 100:446-451.
- Martínez-Zavala, L., Jordán-López, A., 2009. Influence of different plant species on water repellency in Mediterranean heathland soils. *Catena* 76:215-223.
- Mataix-Solera, J., Doerr, S.H., 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forest in southeastern Spain. *Geoderma* 118: 77-88.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., 2007. Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. En: Mataix-Solera, J. (ed.). *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. CEMACAM. Font Roja-Alcoi. Pp: 5-40.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Mayoral, A.M., Morales, J., González, J., García-Orenes, F., Gómez, I., 2007. Water repellency under different plant species in a calcareous forest soil in a semiarid Mediterranean environment. *Hydrological Processes* 21:2300-2309.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Dlapa, P., Tessler, N., Wittenberg, L., 2008. Can terra rossa become water repellent by burning? A laboratory approach. *Geoderma* 147:178-184.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Bárcenas, G., Zornoza, R., Pérez-Bejarano, A., Bodí, M.B., Mataix-Beneyto, J., Gómez, I., García-Orenes, F., Navarro-Pedreño, J., Jordán, M.M., Cerdà, A., Doerr, S.H., Úbeda, X., Outeiro, L., Jordán, A., Zavala, L.M., 2009. Los incendios forestales y el suelo: un resumen de la

- investigación realizada por el Grupo de Edafología Ambiental de la UMH en colaboración con otros grupos. En: Cerdà, A., Mataix-Solera, J. (eds.). El efecto de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Universitat de Valencia. Valencia.
- McGhie, D.A., Posner, A.M., 1980. Water repellence of a heavy textured western Australia surface soil. *Australian Journal of Soil Research* 18:309-323.
- McGhie, D.A., Posner, A.M., 1981. The effect of plant top material on the water repellence of fired sands and water-repellent soils. *Australian Journal of Agricultural Research* 32:609-620.
- McGlynn, B.L., McDonnell, J.J., Brammer, D.D., 2002. A review of the evolving perceptual model of hillslope flowpaths at the Maimai catchments, New Zealand. *Journal of Hydrology* 257:1-26.
- McIntosh, J.C., Horne, D.J., 1994. Causes of repellency: I. The nature of the hydrophobic compounds found in a New Zealand development sequence of yellow-brown sands. *Proceedings of the 2nd National Water Repellency Workshop, 1-5 August. Perth, WA.*
- McKissock, I., Gilkes, R.J., Harper, R.J., Carter, D.J., 1998. Relationships of water repellency to soil properties for different spatial scales of study. *Australian Journal of Soil Research* 36:495-507.
- McKissock, I., Walker, E.L., Gilkes, R.J., Carter, D.J., 2000. The influence of clay type on reduction of water repellency by applied clays: a review of some West Australian work. *Journal of Hydrology* 231-232:323-332.
- McNabb, D.H., Gaweda, F., Fröhlich, H.A., 1989. Infiltration, water repellency, and soil moisture content after broadcast burning

- a forest site in southwest Oregon. *Journal of Soil and Water Conservation* 44:87-90.
- Meeuwig, R.O., 1971. Infiltration and water repellency in granitic soils. USDA Forest Service Research Note INT-111. United States Department of Agriculture, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT.
- Meyer, L.D., 1994. Rainfall simulators for soil erosion research. In *Soil Erosion Research Methods*, 2nd edn., Lal R (ed.). Soil and Water Conservation Society (Ankeny) and St Lucie Press. Delray Beach, FL.
- Miyata, S., Kosugi, K., Gomi, T., Onda, Y., Mizuyama, T., 2007. Surface runoff as affected by soil water repellency in a Japanese cypress forest. *Hydrological Processes* 21:2365-2376.
- Molliard, M., 1910. De l'action du *Marasmius oreades* Fr. sur la vegetation. *Bulletin of the Society of Botany* t.57 s.4, t.1 (1): 62-69.
- Moore, G., Blackwell, P., 1998. Water repellence. En: Moore, G. (ed.). *Soil Guide*. Agriculture Western Australia Bulletin 43:3-63.
- Moral García, F.J., Dekker, L.W., Oostindie, K., Ritsema, C.J., 2005. Water repellency under natural conditions in sandy soils of southern Spain. *Australian Journal of Soil Research* 43:291-296.
- Moral, F.J., Giráldez, J.V., Laguna, A.M., 2002. La hidrofobia en los suelos arenosos del parque natural de doñana: caracterización y distribución. *Ingeniería del Agua* 9:37-50.
- Moreno, J.M., Oechel, W.C., 1989. A simple method for estimating fire intensity after a burn in California Chaparral. *Acta Oecologica* 10:57-68.

- Morris, S.E., Moses, T.A., 1987. Forest fire and the natural soil erosion regime in the Colorado front range. *Annals of the Association of American Geographers* 77:245-254.
- Muñoz-Reinoso, J.C., García Novo, F., 2005. Multiscale control of vegetation patterns: the case of Doñana (SW Spain). *Landscape Ecology* 20:51-61.
- Nakaya, N., 1982. Water repellency of soils. *Japan Agricultural Research Quarterly* 16:24-28.
- Nasseri, I., 1988. Frequency of floods from a burned chaparral watershed. Proceeding of the symposium on fire and watershed management. General Technical Report PSW-109. United States Department of Agriculture, Forest Service. Berkeley, CA.
- Navas, A., Alberto, F., Machín, J., Galán, A., 1990. Design and operation of a rainfall simulator for field studies on runoff and soil erosion. *Soil Technology* 3:385-397.
- Naveh, Z., 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio* 29:199-208.
- Naveh, Z., Lieberman, A., 1984. *Landscape Ecology. Theory and Applications*. Springer-Verlag. New York, NY.
- Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F., Ffolliott, P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122:51-71.
- Neary, D.G., Ryan, K.C., DeBano, L.F., Landsberg, J.D., Brown, J.K., 2005. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soil and water, General Technical Report RMRS-GTR-42-4, Rocky Mountain Research Station, United States Department of Agriculture, Forest Service. Ogden, UT.

- Neinhuis, C., Barthlott, W., 1997. Characterisation and distribution of water repellent, self-cleaning plant surfaces. *Annals of Botany* 79:667-677.
- Oades, J.M., 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56:377-400.
- Ojeda, F., Marañón, T., Arroyo, J., 1996. Postfire regeneration of a mediterranean heathland in southern Spain. *International Journal of Wildland Fire* 6:191-198.
- Ortega, A., Lorite, J., 2007. Macrofungi diversity in cork-oak and holm-oak forests in Andalusia (southern Spain); an efficient parameter for establishing priorities for its evaluation and conservation. *Central European Journal of Biology* 2:276-296.
- Osborn, J.R., Pelishek, R.E., Krammes, J.S., Letey, J., 1964. Soil wettability as a factor in erodibility. *Soil Science Society of America Proceedings* 28:294-295.
- Pardini, G., Gispert, M. and Dunjó, G., 2004. Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. *Science of the Total Environment*, 328:237-246.
- Parker, S.D., 1987. *Encyclopedia of Science and Technology*. McGraw-Hill. New York, NY.
- Pausas, J.G., Ramón Vallejo, V., 1999. The Role of Fire in Mediterranean Ecosystems. En: Chuvieco, E. (ed.). *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*. Springer-Verlag. Berlin.
- Pierson, F.B., Robichaud, P.R., Moffet, C.A., Spaeth, K.E., Hardegree, S.P., Clark, P.E., Williams, C.J., 2008a. Fire effects on rangeland

hydrology and erosion in a steep sagebrush-dominated landscape. *Hydrological Processes* 16:2916-2929.

Pierson, F.B., Robichaud, P.R., Moffet, C.A., Spaeth, K.E., Williams, C.J., Hardegree, S.P., Clark, P.E., 2008b. Soil water repellency and infiltration in coarse-textured soils of burned and unburned sagebrush ecosystems. *Catena* 74:98-108.

Prosser, I.P., Williams, L., 1998. The effect of wildfire on runoff and erosion in native eucalyptus forest. *Hydrological Processes* 12:251-265.

Reeder, C.J., Juergensen, M.F., 1979. Fire-induced water repellency in forest soils of upper Michigan. *Canadian Journal of Forest Research* 9:369-373.

Rice, K.C., Hornburger, G.M., 1998. Comparison of hydrochemical tracers to estimate source contributions to peak flow in a small, forested, headwater catchment. *Water Resources Research* 34:1755-1766.

Rillig, M.C., 2005. A connection between fungal hydrophobins and soil water repellency? *Pedobiologia* 49:395-399.

Ritsema, C.J., Dekker, L.W., 1994. How water moves in a water repellent sandy soil: 2. Dynamics of fingered flow. *Water Resources Research* 30:2519-2531.

Ritsema, C.J., Dekker, L.W., 1994. Soil moisture and dry bulk density patterns in bare dune sands. *Journal of Hydrology* 154:107-131.

Ritsema, C.J., Dekker, L.W., 1995. Distribution flow: A general process in the top layer of water repellent soils. *Water Resources Research* 31:1187-1200.

- Ritsema, C.J., Dekker, L.W., Heijs, A.W.J., 1997. Three-dimensional fingered flow patterns in a water repellent sandy field soil. *Soil Science* 162:79-90.
- Ritsema, C.J., Dekker, L.W., Hendrickx, J.M.H., Hamminga, W., 1993. Preferential flow mechanism in a water repellent sandy soil. *Water Resources Research* 29:2183-2193.
- Ritsema, C.J., van Dam, J.C., Dekker, L.W., Oostindie, K., 2005. A new modelling approach to simulate preferential flow and transport in water repellent porous media: Model structure and validation. *Australian Journal of Soil Research* 43:361-369.
- Roberts, F.J., Carbon, B.A., 1972. Water repellence in sandy soils of south-western Australia: 2. Some chemical characteristics of the hydrophobic skins. *Australian Journal of Soil Research* 10:35-42.
- Robichaud, P.R., Beyers, J.L., Neary, D.G., 2000. Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. GTR-RMRS-63. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Collins, CO.
- Robichaud, P.R., Brown, R.E., 1999. What happened after the smoke cleared: Onsite erosion rates after a wildfire in eastern Oregon. *Wildland Hydrology* June/July:419-426.
- Robichaud, P.R., Waldrop, T.A., 1994. A comparison of surface runoff and sediment yields from low-and high-severity site preparation burns. *Water Resources Bulletin* 30:27-34.
- Robichaud, P.R., Hungerford, R.D., 2000. Water repellency by laboratory burning of four Rocky Mountain forest soils *Journal of Hydrology* 232-232:277-294.

- Rodríguez-Alleres, M., de Blas, E. and Benito, E., 2007. Estimation of soil water repellency of different particle size fractions in relation with carbon content by different methods. *Science of the Total Environment* 378:147-150.
- Roper, M., 1998. Sorting out sandy soils. *Microbiology Australia* 19:6-7.
- Roper, M., 2006. Potential for remediation of water repellent soils by inoculation with wax-degrading bacteria in south-western Australia. *Biologia* 19:S358-S362.
- Roy, J.L., McGill, W.B., 2000. Flexible conformation in organic matter coatings. An hypothesis about soil water repellency. *Canadian Journal of Soil Science* 80:143-152.
- Roy, J.L., McGill, W.B., 1998. Characterization of disaggregated nonwetttable surface soils found at old crude oil spill sites. *Canadian Journal of Soil Science* 78:331-344.
- Roy, J.L., McGill, W.B., 2000. Flexible conformation in organic matter coatings. A hypothesis about soil water repellency. *Canadian Journal of Soil Science* 80:143-152.
- Rubio, J.L., SanRoque, P., 1990. Water erosion and desertification in Spanish Mediterranean Region. En: Rubio, J.L., Rickson, R.J. (eds.). *Strategies to Combat Desertification in Mediterranean Europe*. Commission of the European Communities. Brussels. Pp: 163-192.
- Ryan, K.C., Noste, N.V., 1985. Evaluating prescribed fires. En: Lotan, J.E., Kilgore, B.M., Fischer, W.C., Mutch, R.W. (eds.). *Proceedings—Symposium and Workshop on Wilderness Fire*. General Technical Report INT-182. United States Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. Ogden, UT. Pp: 230-238.

- Salminen, J.P., Roslin, T., Karonen, M., Sinkkonen, J., Pihlaja, K., Pulkkinen, P., 2004. Seasonal variation in the content of hydrolyzable tannins, flavonoid glycosides and proanthocyanidins in oak leaves. *Journal of Chemical Ecology* 30:1693-1711.
- Sartz, R.S., 1953, Soil erosion on a fire-denuded forest area in the Douglas-Fir Region. *Journal of Soil and Water Conservation* 8:279-281.
- Savage, S.M., 1974. Mechanism of fire-induced water repellency in soils. *Soil Science Society of America Proceedings* 38:652-657.
- Savage, S.M., Martin, J.P., Letey, J., 1969. Contribution of some soil fungi to natural and heat-induced water repellency in sand. *Soil Science Society of America Proceedings* 33:405-409.
- Savage, S.M., Osborn, J., Letey, J., Heton, C., 1972. Substances contributing to fire induced water repellency in soils. *Proceedings of the Soil Science Society of America* 36:674-678.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P., 1989. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart.
- Scholl, D.B., 1975. Soil wettability and fire in Arizona chaparral. *Soil Science Society of America Proceedings* 39:356-361.
- Scholl, D.G., 1971. Soil wettability in Utah juniper stands. *Soil Science Society of America Proceedings* 35:356-361.
- Scott, D.F., 2000. Soil wettability in forested catchments in South Africa; as measured by different methods and as affected by vegetation cover and soil characteristics. *Journal of Hydrology* 231-232:87-104.

- Scott, D.F., van Wyk, D.B., 1990. The effects of wildfire on soil wettability and hydrological behavior of an afforested catchment. *Journal of Hydrology* 121:239-256.
- Sevink, J., Imeson, A.C., Verstraten, J.M., 1989. Humus form development and hillslope runoff, and the effects of fire and management, under Mediterranean forest in N.E. Spain. *Catena* 16:461-475.
- SG Corp., 1994-2000. STATGRAPHICS Plus for Windows 5.1. Professional Edition. Statistical Graphics Corp. Herndon, VA.
- Shakesby, R.A., Doerr, S.H., 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews* 74:269-307.
- Shakesby, R.A., Coelho, C.O.A., Ferreira, A.D., Terry, J.P., Walsh, R.P.D., 1993. Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. *International Journal of Wildland Fire* 3:95-110.
- Shakesby, R.A., Doerr, S.H. and Walsh, R.P.D., 2000. The erosional impact of soil hydrophobicity: current problems and future research directions. *Journal of Hydrology* 231-232:178-191.
- Shantz, H.L., Piemeisel, R.L., 1917. Fungus fairy rings in eastern Colorado and their effect on vegetation. *Journal of Agricultural Research* 11:191-245.
- Shapiro, S.S., Wilk, M.B., Chen, H.J., 1968. A comparative study of various tests of normality. *Journal of the American Statistical Association* 63:1343-1372.
- Shirtcliffe, N.J., McHale, G., Newton, M.I., Pyatt, F., Doerr, S.H., 2006. Critical conditions for the wetting of soils. *Applied Physics Letters* 89:094101.

- Siljeström, P., 1985. Geomorfología y edafogénesis de las arenas del Parque Nacional de Doñana. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Siljeström, P., Clemente, L., 1990. Geomorphology and soil evolution of a moving dune system in SW Spain (Doñana National Park). *Journal of Arid Environments* 18:139-371.
- Siljeström, P.A., Moreno, A., García, L.V., Clemente, L.E., 1994. Doñana National Park (southwest Spain): geomorphological characterization through a soil-vegetation study. *Journal of Arid Environments* 26:315-323.
- Singer, M.J., Ugolini, F.C., 1976. Hydrophobicity in the soils of Findley Lake, Washington. *Forest Science* 22:54-58.
- StatSoft, Inc., 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6. <http://www.statsoft.com>.
- Stephens, D.B., 1996. Vadose zone hydrology. Lewis Publishers. Florida, CA.
- Täumer, K., Stoffregen, H. and Wessolek, G., 2005. Determination of repellency distribution using soil organic matter and water content. *Geoderma* 125:107-115.
- Thomas, A.D., Walsh, R.P.D., Shakesby, R.A., 1999. Nutrient losses in eroded sediment after fire in eucalyptus and pine forests in the wet Mediterranean environment of northern Portugal. *Catena* 36:283-302.
- Trabaud, L., 1987. Fire and the survival traits of plants. En: Trabaud, L. (ed.). *The Role of Fire in Ecological Systems*. SPB Academic Publishing. The Hague. Pp: 65-89.
- Trabaud, L., 1990. Is fire an agent of desertification?. En: Rubio, J.L., Rickson, R.J. (eds.). *Strategies to Combat Desertification in*

- Mediterranean Europe. Commission of the European Communities. Brussels. Pp: 104-129.
- Tschapek, M., 1984. Criteria for determining the hydrophilicity-hydropobicity of soils. *Zeitschrift für Pflanzenernaehrung und Bodenkunde* 147:137-149.
- Tsukamoto, Y., 1961. An experiment on sub-surface flow. *Journal of the Japanese Forestry Society* 43:62-67.
- Úbeda, X., 2001. Influencia de la intensidad de quemado sobre algunas propiedades del suelo después de un incendio forestal. *Edafología* 8:41-49.
- Ulery, A.L., Graham, R.C., Amrhein, C., 1993. Wood-ash composition and soil-pH following intense burning. *Soil Science* 156:358-364.
- Urbanek, E., Hallett, P., Feeney, D., Horn, R., 2007. Water repellency and distribution of hydrophilic and hydrophobic compounds in soil aggregates from different tillage systems. *Geoderma* 140:147-155.
- USDA, 2004. Soil survey laboratory methods manual. Soil survey investigation report No. 42. Version 4.0. USDA-NCRS. Lincoln, NE.
- Van Dam, J.C., Hendrickx, J.M.H, Van Ommen, H.C, Bannink, M.H, Van Genuchten, M.Th., Dekker, L.W., 1990. Simulation of water and solute transport through a water-repellent sand soil. *Journal of Hydrology* 120:139-159.
- Van't Woudt, B.D., 1959. Particle coatings affecting the wettability of soils. *Journal of Geophysical Research* 64:263-267.

- Varela, M.E., Benito, E. and de Blas, E., 2005. Impact of wildfires on surface water repellency in soils of northwest Spain. *Hydrological Processes* 19:3649-3657.
- Vélez, R., 2004. La defensa contra incendios forestales en el Plan Forestal español. En: *Proceedings of the 2nd Symposium on Fire Economics, Planning and Policy: a Global View*. US Forest Service, Universidad de Córdoba. Córdoba.
- Wahl, N.A., 2008. Variability of water repellency in sandy forest soils under broadleaves and conifers in north-western Jutland/Denmark. *Soil & Water Research* 3:S155-S164.
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil O.M. and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.
- Wallach, R., Jortzick, C., 2008. Unstable finger-like flow in water-repellent soils during wetting and redistribution-The case of a point water source. *Journal of Hydrology* 351:26-41.
- Wallis, M.G., Horne, D.J., 1992. Soil water repellency. *Advances in Soil Science* 20: 91-146.
- Wallis, M.G., Horne, D.J., 1992. Soil water repellency. En: Stewart, B.A. (ed.). *Advances in Soil Science*, Vol. 20 Springer. New York, NY.
- Wallis, M.G., Horne, D.J., McAuliffe, K.W., 1990. A study of water repellency and its amelioration in a yellow brown sand: 1. Severity of water repellency and the effects of wetting and abrasion. *New Zealand Journal of Agriculture Research* 33:139-144.
- Wallis, M.G., Scotter, D.R., Horne, D.J., 1991. An evaluation of the intrinsic sorptivity water repellency index on a range of New

- Zealand soils. *Australian Journal of Soil Research* 29:353-362.
- Walsh, R.P.D., Boakes, D., Coelho, C.O.A., Gonçalves, A.J.B., Shakesby, R.A. and Thomas, A.D., 1994. Impact of fire-induced hydrophobicity and post-fire forest litter on overland flow in northern and central Portugal. *Proceedings of the Second International Conference on Forest Fire Research*, vol. II, Coimbra.
- Walsh, R.P.D., Coelho, C.O.A., Shakesby, R.A., Ferreira, A.D.J., Thomas, A.D., 1995. Post-fire land use and management and runoff responses to rainstorms in northern Portugal. En: Mc-Gregor, D., Thompson, D. (eds.). *Geomorphology and Land Management in a Changing Environment*. Wiley. Chichester.
- Wander, I.W., 1949. An interpretation of the cause of resistance to wetting in Florida soils. *Science-New Series* 110. Pp: 299-300.
- Ward, P.R., Oades, J.M., 1993. Effect of clay mineralogy and exchangeable cations on water-repellency in clay amended sandy soils. *Australian Journal of Soil Research* 31:351-364.
- Watson, C.L., Letey, J., 1970. Indices for characterizing soil-water repellency based upon contact angle-surface tension relationships. *Soil Science Society of America Proceedings* 34:841-844.
- Wells, C.G., Campbell, R.E., DeBano, L.F., Lewis, C.E., Fredriksen, R.L., Franklin, E.C., Froelich, R.C., Dunn, P.H., 1979. Effects of fire on soil: a state-of-knowledge review. *General Technical Report WO-7*. United States Department of Agriculture, Forest Service. Washington, DC.
- Wessel, A.T., 1988. On using the effective contact angle and the water drop penetration time for classification of water

- repellency in dune soils. *Earth Surface Processes and Landforms* 13:555-562.
- White, R.E., 2006. Principles and practice of soil science. The soil as a natural resource. 4th edition. Blackwell Publishing. Malden, MA.
- Wilson, C.J., 1999. Effects of logging and fire on runoff and erosion on highly erodible granitic soils in Tasmania. *Water Resources Research* 35:3531-46.
- Witter, J.V., Jungerius, P.D., Ten Harkel, M.J., 1991. Modelling water erosion and the impact of water repellency. *Catena* 18:115-124.
- Woods, S.W., Balfour, V.N., 2008. The effect of ash on runoff and erosion after a severe forest wildfire, Montana, USA. *International Journal of Wildland Fire* 17:535-548.
- Woods, S.W., Birkas, A., Ahl, R., 2007. Spatial variability of soil hydrophobicity after wildfires in Montana and Colorado. *Geomorphology* 86:465-479.
- Wright, H.A., Churchill, F.M., Stevens, W.C., 1982. Soil loss, runoff, and water quality of seeded and unseeded steep watersheds following prescribed burning. *Journal of Range Management* 35:382-385.
- York, C.A., 1993. A questionnaire survey of dry patch on golf courses in the United Kingdom. *Journal of Sports Turf Research* 69:20-26.
- York, C.A., Baldwin, N.A., 1992. Dry patch on golf greens: a review. *Journal of Sports Turf Research* 68:7-19.
- York, C.A., Canaway, P.M., 2000. Water repellent soils as they occur on UK golf greens. *Journal of Hydrology* 231-232:126-133.

- Zavala, L.M., Jordán, A., Gil, J., Bellinfante, N., Pain, C., 2009. Intact ash and charred litter reduces susceptibility to rain splash erosion post-wildfire. *Earth Surface Processes and Landforms*. In press.
- Zhang, B., Peng, X.H., Zhao, Q.G., Hallett, P.D., 2004. Eluviation of dissolved organic carbon under wetting and drying and its influence on water infiltration in degraded soils restored with vegetation. *European Journal of Soil Science* 55:725-737.
- Zisman, W.A., 1964. Relation of the equilibrium contact angle to liquid and solid constitution. En: Gould, R.F. (ed.). *American Chemical Society. Advances in Chemistry Series* 43:1-51.