

CONTROL DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS Y LA DESERTIFICACIÓN

Libro de Actas
**III SIMPOSIO SOBRE CONTROL DE LA DEGRADACIÓN
DE SUELOS Y LA DESERTIFICACIÓN**

Fuerteventura, 16-20 septiembre 2007

A. Rodríguez Rodríguez y C.D. Arbelo, Editores

Diseño de cubierta:

J. Asterio Guerra, Antonio Rodríguez Rodríguez y Carmen D. Arbelo

© Antonio Rodríguez Rodríguez – Carmen D. Arbelo

Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna

Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n, 38204 La Laguna

Tenerife, Islas Canarias

1ª ed. Septiembre 2007

I.S.B.N-13: 978-84-690-7577-7

Depósito Legal: G.C. 773 - 2007

Edición de: Antonio Rodríguez Rodríguez – Carmen D. Arbelo

Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna

Imprime: Grafidist, Las Palmas. Islas Canarias

III SIMPOSIO SOBRE CONTROL DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS Y LA DESERTIFICACIÓN

Comité Organizador

Presidente: Dr. Antonio Rodríguez Rodríguez (ULL)

Secretaria: Dra. Carmen D. Arbelo Rodríguez (ULL)

Secretario Adjunto: Ldo. J. Asterio Guerra García (ULL)

Vocales: Dr. José M. Hernández-Moreno (ULL)
Dra. Carmen C. Jiménez Mendoza (ULL)
D. Antonio Gallardo Campos (Cabildo de Fuerteventura)
Dr. Jesús S. Notario del Pino (ULL)
Dra. Carmen M. Rodríguez Hernández (ULL)
Dr. Eduardo Blasco Otxaelea (INIPRO)
Dra. Sonia García Hernández (ULL)
Dr. Eduardo A. Chinaa Correa (ULL)

Miembros:

Ldo. José Angel Afonso Vargas (ULL)
Lda. Silvia Armas Espinel (ULL)
Lda. Cecilia Armas Herrera (ULL)
Lda. Belén Cabrera Ordóñez (ULL)
Dr. Francisco J. Díaz Peña (Universidad California, Davis)
Lda. Julia Domínguez Hernández (ULL)
Dra. Montserrat Espino Mesa (Consejería de Sanidad)
Ldo. Josué Fuentes Hernández (ULL)
Ldo. Carlos Monteverde Miranda (ULL)
Ldo. Juan L. Mora Hernández (ULL)
Ldo. Gregorio Morillas Cabrera (ULL)
Dr. Miguel A. Negrín Medina (Consejería de Educación)
Ldo. Jonay Neris Tomé (ULL)
D. Antonio Padrón Brito (ULL)
Lda. Silvia Pérez Gorrín (ULL)
Dra. Marianela Rodríguez Paz (ULL)
Dr. Juan M. Torres Cabrera (IES Gran Tarajal)
Dra. Gladis E. Vargas Chávez (ULL)
D. Juan L. Ventura Trujillo (ULL)

Comité Científico

Dr. José Aguilar Ruiz (Universidad de Granada)
Dr. Juan Albaladejo Montoso (CEBAS, CSIC, Murcia)
Dr. Nicolás Bellinfante Crocci (Universidad de Sevilla)
Dr. Ramón Bienes Allas (IMIA, Madrid)
Dra. Rosa Calvo de Anta (Universidad de Santiago de Compostela)
Dr. Rafael Espejo Serrano (Universidad Politécnica de Madrid)
Dr. Carlos Dorronsoro Fernández (Universidad de Granada)
Dr. Juan Gisbert Blanquet (Universidad Politécnica de Valencia)
Dr. Juan José Ibáñez Martí (CIDE, Valencia)
Dr. Raimundo Jiménez Ballesta (Universidad Autónoma de Madrid)
Dr. Felipe Macías Vázquez (Universidad de Santiago de Compostela)
Dra. María José Marqués Pérez (IMIA, Madrid)
Dr. Armando Martínez Raya (CIFA, Granada)
Dr. Roque Ortiz Silla (Universidad de Murcia)
Dra. Juana González Parra (Universidad Complutense de Madrid)
Dr. Jaume Porta Casanellas (Universidad de Lleida)
Dr. Mariano Simón Torres (Universidad de Almería)

Comité de Honor

Excma Sra. D^a. Cristina NARBONA RUIZ, Ministra de Medio Ambiente
Excma. Sra. D^a. Elena ESPINOSA MANGANA, Ministra de Agricultura, Pesca y Alimentación
Excmo. Sr. D. Paulino RIVERO BAUTE, Presidente del Gobierno de Canarias
Excmo. Sr. D. Domingo BERRIEL MARTÍNEZ, Consejero de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias
Excma. Sra. D^a. Pilar MERINO TRONCOSO, Consejera de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación, Gobierno de Canarias
Excma. Sra. D^a. María Luisa TEJEDOR SALGUERO, ExConsejera de Industria, Comercio y Nuevas Tecnologías, Gobierno de Canarias
Excmo. Sr. D. Mario CABRERA GONZÁLEZ, Presidente del Excmo. Cabildo Insular de Fuerteventura
Excma. Sra. D^a. Manuela DE ARMAS, Presidenta del Excmo. Cabildo Insular de Lanzarote
Iltna. Sra. D^a. Natalia ÉVORA SOTO, Consejera de Medio Ambiente del Cabildo Insular de Fuerteventura
Iltno. Sr. D. Lázaro CABRERA RODRÍGUEZ, ExConsejero de Medio Ambiente, Caza, Seguridad y Emergencias del Cabildo Insular de Fuerteventura
Prof. Dr. Eduardo DOMÉNECH MARTÍNEZ, Magnfco.y Excmo. Sr. Rector de la Universidad de La Laguna
Prof. Dr. Angel GUTIÉRREZ NAVARRO, Magnfco.y Excmo. Sr. ExRector de la Universidad de La Laguna
Prof. Dr. José REGIDOR GARCÍA, Magnfco. y Excmo. Sr. Rector de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria
Prof. Dr. Manuel LOBO CABRERA, Magnfco. y Excmo. Sr. ExRector de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria
Iltno. Sr. D. Rafael PERDOMO BETANCORT, Alcalde-Presidente del Iltno. Ayuntamiento de Pájara

ORGANIZA

Departamento de Edafología y Geología de la Universidad de La Laguna
Excmo. Cabildo Insular de Fuerteventura
Sociedad Española de Ciencia del Suelo

PATROCINA

Dirección General de Investigación. Secretaría general de Política Científica y Tecnológica.
Secretaría de Estado de Universidades e Investigación. Ministerio de
Educación y Ciencia.
Instituto Nacional de Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). Ministerio de
Educación y Ciencia.
Consejería de Medio Ambiente. Excmo. Cabildo Insular de Fuerteventura.
Ilmo. Ayuntamiento de Pájara.
Vicerrectorado de I+D+i. Universidad de La Laguna.

Oasis Park “La Lajita”. Fuerteventura.
Bodegas Vega de Yuco. Lanzarote.
La Caixa.
Sunrise Beach Hotels.

COLABORA

European Society for Soil Conservation (ESSC)
Universitat de Lleida
Universitat de Valencia
Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE, Valencia)
Universidad de Burgos
Universitat de Barcelona
Universidad de Extremadura

ÍNDICE

Área Temática 1: DEGRADACIÓN DE SUELOS Y DESERTIFICACIÓN

Ponencia: Degradación de Suelos y Desertificación: Nuevos Enfoques. <i>I. Pla Sentís</i>	17
Relaciones entre la mineralogía, pHs de abrasión y de reserva en bases relacionados con las tasas de alteración en suelos de La Mancha. <i>P. Conde, J.A. Martín Rubí, R. Jiménez Ballesta</i>	37
Estudio de los macro y micro-agregados de un suelo forestal mediterráneo tras incendios de diferentes intensidades. <i>J. Campo, V. Andreu, E. Gimeno-García, O. González-Pelayo, J.L. Rubio</i>	39
La evaluación de la vulnerabilidad a la degradación de las propiedades físicas del suelo por uso ganadero. <i>R. Blanco Sepúlveda</i>	41
Influencia de la roturación y erosión del suelo en la distribución de la vegetación potencial en el sureste de la provincia de León. <i>E. de Paz Canuria, E. Alonso Herrero, A. Penas Merino, M.E. García González</i>	45
Micromorfología: Toma y tratamiento de imágenes digitales y su posterior análisis para el estudio de la porosidad. <i>C. García-Gutiérrez, F. San José</i>	47
Efecto de la cobertura vegetal sobre la escorrentía y la erosión del suelo bajo lluvia simulada. <i>L. Martínez-Zavala, A. Jordán, I.A. Gómez, M.J. Romero, N. Bellinfante</i>	49
Uso de unidades fisio-hidrológicas en la monitorización de la humedad del suelo con SMOS. <i>C. Millán-Scheiding, C. Antolín, A. Cano, E. López-Baeza</i>	51
Influencia del tratamiento previo sobre la superficie específica determinada por adsorción de nitrógeno. <i>J. Paz Ferreira, M. Wilson, E. Vidal Vázquez, P. Sande Fouz</i>	53
Influencia de la naturaleza del material original en las formas de cobre presentes en suelos de viñedo de Galicia. <i>J.M. Queijeiro, D. Blanco-Ward, C. Alvarez</i>	55
Variabilidad temporal de la capacidad de retención de agua tras un incendio repetido. <i>O. González-Pelayo, V. Andreu, E. Gimeno-García, J. Campo, J.L. Rubio</i>	57
Area elemental representativa para la dimensión de entropía de la porosidad a distintas escalas. <i>F. San José, F. J. Caniego, C. García-Gutiérrez, R. Espejo</i>	59
Plan de Lucha contra la Desertificación en Canarias. <i>C.C. Jiménez, J. Neris, J. Fuentes, J.M. Hernández-Moreno</i>	63
Indicadores colorimétricos de Desertificación y Degradación del Suelo. <i>M. Sánchez-Marañón, R. Delgado, I. Miralles, M. Soriano, R. Ortega</i>	65
Estado actual de la Desertificación en la Isla de Gran Canaria. <i>J. Sánchez, F. Ferrer, A. Valera, M.V. Flores</i>	69
El concepto de Desertificación en la Educación Secundaria. <i>J. M. Torres Cabrera, P. Lillo Puig</i>	71
Temperatura del suelo bajo distintas especies del matorral costero de la Isla de Tenerife. <i>M. Tejedor, M. Rodríguez-Paz, G. Morillas, J. Neris</i>	73
Composición mineralógica de hojas de encina y horizontes superficiales sometidos a distintas temperaturas. <i>V. Cala, J. R. Quintana, A. M^a. Moreno, J. González</i>	75
Monitorización de la humedad de suelo mediante una Red de Estaciones Inalámbricas. <i>A. Cano, J.L. Añón, C. Reig, C. Millán-Scheiding, E. López-Baeza</i>	77
Calcisoles haplicos: Grazalema vs Ayamonte. <i>M. del Toro, L. Corral, L. Martínez-Zavala</i>	79
Diferencias entre los Cambisoles del Parque de Grazalema. <i>M. del Toro, L. Corral, L. Parras</i>	83
Aptitud forestal de los Cambisoles del Parque de Grazalema. <i>M. del Toro, L. Corral, L. Parras</i>	85
Cambios edáficos en la Marisma de Doñana y su relación con la invasión de Azolla filiculoides. <i>L.V. García, E. Gutiérrez, J.L. Espinar, J. Cara, L. Clemente</i>	87
Distribución y variabilidad espacial de algunas propiedades físicas de los suelos del Parque Nacional de Garajonay (La Gomera, Islas Canarias). <i>J.A. Guerra, A. Rodríguez-Rodríguez, C.D. Arbelo, J.L. Mora, C.M. Armas, J.S. Notario</i>	89
Distribución y variabilidad espacial de algunas propiedades químicas de los suelos del Parque Nacional de Garajonay (La Gomera, Islas Canarias). <i>J.A. Guerra, A. Rodríguez-Rodríguez, C.D. Arbelo, J.L. Mora, C.M. Armas, J.S. Notario</i>	91
Caracterización de las propiedades físicas y químicas de un suelo afectado por el fuego. <i>M.T. Iglesias, M.J</i>	

<i>Aroca, M.C. Fernández Bermejo</i>	93
Autosemejanza logarítmica con cascadas multiplicativas: Un modelo nuevo para la distribución de tamaño de partículas. <i>M. A. Martín, C. García-Gutiérrez</i>	95
Mineralogía y geoquímica de suelos desarrollados sobre materiales metamórficos en la Región de Murcia. <i>S. Martínez, A. Faz, J.M. Arocena, J.A. Acosta, I. Manteca</i>	97
Variabilidad espacial del Al y Fe activos en suelos volcánicos afectados por un incendio forestal. <i>J. Notario, E. Fuentes, C.D. Arbelo, A. Rodríguez-Rodríguez, C. Armas, J.A. Guerra, J.L. Mora</i>	101
Estudio simultáneo de la corriente de electrólisis y del potencial en un suelo sometido a electrorremediación como criterio de análisis edafológico. <i>M.M. Vázquez, D.A. Vasco, F. Hernández-Luis, C.D. Arbelo</i>	103

Área Temática 2: EROSIÓN DE SUELOS

Ponencia: Erosión de suelos: Aspectos sobre su evaluación y perspectivas a medio plazo. <i>J. Sánchez Díaz</i>	107
Erosión hídrica en viñedos del Sur de Madrid. <i>M.J. Marqués, J. Alegre Álvaro, P. García-Estríngana, R. Bienes</i>	117
¿Qué es un evento erosivo?. Establecimiento de un límite. <i>R. Bienes, M.J. Marqués</i>	119
Planteamiento de un proyecto de revegetación con plantas autóctonas como lucha contra la erosión en la Comarca de los Monearos. <i>L. D. Abadías, C. Pedrocchi, G. Martínez, M. Regueira</i>	121
Influencia de la escala de la parcela en la determinación de la pérdida de suelo. <i>R. Bienes, R. Pérez-Rodríguez, L. Jiménez, M.J. Marqués</i>	123
Redistribución y erosión del suelo por el laboreo: Modelando los paisajes agrícolas. <i>S. de Alba, F. Barbero</i>	125
Evolución de la estructura del suelo en una restauración sobre suelos yesíferos con arbustos y lodo térmico. <i>L. Jiménez, M.J. Marqués, R. Bienes</i>	127
Estimación de energía cinética de la lluvia a partir de precipitación diaria. Aplicación al cálculo de “R” en España. Comparación con los valores obtenidos con Wischmeier y Smith. <i>M. Roldán, J.A. Fernández</i>	129
Procesos que alteran el seguimiento de la escorrentía y la erosión en ambientes mediterráneos semiaridos. <i>A. Solé-Benet, Y. Cantón, R. Lázaro, J. Puigdefábregas</i>	131
Mitigación de la erosión en canteras mediante el efecto combinado de la cubierta vegetal y de compost. <i>J.M. Alcañiz, G. Ojeda, M. Jorba, O. Ortiz</i>	133
Estimación de la estabilidad estructural en los suelos del área mediterránea mediante Espectroscopía de Reflectancia Difusa. <i>N. Calero-Gil, V. Barrón, J.A. Gómez, J. Torrent</i>	135
Estudio del efecto protector del suelo de la especie: <i>Salvia lavandulifolia</i> vahl subsp. <i>oxyodon</i> . Incidencia de su aprovechamiento sobre el control de la erosión. <i>B. Cárcelos, A. Martínez, J.R. Francia, V.H. Durán</i>	137
Efecto de la calidad del agua sobre la erosividad de la lluvia. <i>S. de Alba, L. Navarro, C. Hontoria</i>	139
Laboreo a nivel vs. laboreo a favor de la pendiente: respuesta erosiva en episodios extremos de lluvia. <i>S. de Alba, F. Barbero, F. Cortines, C. Hontoria</i>	141
Estimación de niveles de erosión del suelo y geológica a partir de la cartografía geocientífica en el Parque Regional Picos de Europa (León). <i>I. Fuertes, E. Alonso Herrero, A. Penas</i>	143
Medida de la erosionabilidad en suelos de olivar mediante lluvia simulada. <i>J. Gil, I. Rodero, D. Gil</i>	145
La erosión y el transporte de fitosanitarios. Aplicabilidad en España de los datos de eficacia de las bandas de seguridad con vegetación. <i>L. Jiménez, E. Alonso-Prados, J.L. Alonso-Prados, J.M. García-Baudín</i>	149
Estabilidad de agregados en agua bajo distintos sistemas de laboreo. <i>D. Martín, C. Hontoria, E. Zambrana, I. Walter, E.F. de Andrés, J.L. Tenorio</i>	151
Contenido en materia orgánica del suelo y su estratificación bajo diferentes sistemas de cultivo en condiciones semiáridas. <i>D. Martín, E. Zambrana, I. Walter, E.F. de Andrés, J.L. Tenorio</i>	155
Influencia de la aplicación de restos de cosecha sobre las pérdidas de Fe, Mn, Cu y Zn por escorrentía en un horizonte de laboreo susceptible al encostrado. <i>J.M. Mirás Avalos, I. Bertol, P. Sande Fouz, E. Vidal Vázquez</i>	159
Pérdidas de Ca, Mg, K y Na por escorrentía en función de la cantidad de resto vegetal añadida en superficie. <i>J.M. Mirás Avalos, I. Bertol, P. Sande Fouz, A. Paz González</i>	161
Pérdidas de nitrógeno y fósforo por erosión en viñedos en el Alt Penedès (Barcelona). <i>M.C. Ramos, J.A. Martínez-Casasnovas, M. López-Acevedo</i>	163
Movilización de Cu y Zn por erosión en suelos tratados con compost. <i>M.C. Ramos, P. García, J.A. Martínez-Casasnovas, M. López-Acevedo</i>	165
Efecto de la erosión debida al laboreo sobre producción y calidad en un viñedo de la D.O. Ca Rioja. <i>O. Unamunzaga, A. Castellón, A. Usón, E. Ercilla, A. Aizpuru</i>	167

Área Temática 3: MATERIA ORGÁNICA Y BIODIVERSIDAD

Ponencia: Materia orgánica y Biodiversidad. <i>S. González Carcedo</i>	171
Balances anuales y evolución temporal del carbono en suelos volcánicos (Islas Canarias, España). <i>C.M. Armas, A. Rodríguez Rodríguez, C.D. Arbelo, J.L. Mora, J.A. Guerra, J.S. Notario</i>	181
Lixiviación de nitratos en un ensayo N*S de trigo blando en Alava. <i>A. Castellón, O. Unamunzaga, A. Aizpuru</i>	183
Identificación de parámetros abióticos del suelo que incrementan la incidencia del Mal de Panamá en las Islas Canarias. <i>J. Domínguez, M.A. Negrín, C.M. Rodríguez</i>	185
Relación de la biomasa microbiana y el balance de nutrientes en el tiempo en un suelo enmendado. <i>A. Ibáñez-Burgos, G. López-López, J. Vera, C. Aguiló, M. Androver, I. Sastre-Conde</i>	187
Pérdidas de carbono del suelo bajo distintos sistemas de laboreo (condiciones semi-áridas de secano). <i>R. López-Garrido, A. Díaz-Espejo, E. Madejón, F. Moreno, J.M. Murillo</i>	191
Relaciones entre contenido de carbono orgánico, composición de distintas fracciones orgánicas y repelencia del suelo al agua. <i>M.J. Molina, M.D. Soriano, J.V. Llinares, V. Pons</i>	193
Diversidad enzimática del suelo como indicador de la degradación de Andisoles forestales. <i>J.L. Mora, C.D. Arbelo, A. Rodríguez Rodríguez, C.M. Armas, J.A. Guerra, J.S. Notario</i>	197
Uso de la microfauna edáfica como bioindicador de la recuperación de un área incendiada tras la aplicación de residuos orgánicos. <i>C. Olalla, D.J. López, M. Fernández, S. González</i>	199
Niveles de materia orgánica en suelos de la Comunidad Autónoma de Madrid. <i>V. Cala, J. C. Arranz, E. de Miguel, A. Callaba</i>	201
Aplicación de residuos orgánicos urbanos en los pastizales de Tenerife. I. <i>E. Chinea, T. Alarcón, J.L. Mora</i>	203
Aplicación de residuos orgánicos urbanos en los pastizales de Tenerife. II. <i>E. Chinea, H. García-Estévez, J.L. Mora</i>	205
Distribución del contenido de carbono orgánico en los suelos del Norte de Castellón. <i>M.V. Flores, F. Ferrer, G. Jiménez, A. Valera, M. Goberna</i>	207
Papel de los agregados del suelo en la mineralización de la materia orgánica y en el proceso de erosión. <i>J. González Parra, M. A. Candás Villax</i>	209
Agregación del suelo y materia orgánica bajo laboreo convencional y siembra directa en clima mediterráneo seco. <i>C. Hontoria, R. Velásquez, M.P. Tejada, A. Moliner, R. Espejo, M. Benito</i>	211
Identificación de descriptores biogeoquímicos de los mecanismos de secuestro de carbono y calidad del suelo en zonas mineras de la Cuenca de Huancavelica (Perú). <i>M.T. Iglesias, G. Almendros, M.C. Zancada, P. Conde-Bueno, R. Jiménez-Ballesta</i>	213
Estudio de la respiración edáfica bajo distintos usos del suelo mediante medida en campo y en laboratorio. <i>O. López, N. Herrero, B. Turrión, F. Lafuente, R. Mulas, C. Ruipérez</i>	215
Efecto a largo plazo de la fertilización nitrogenada en el balance de N del suelo y la productividad de los cultivos). <i>C. López-Fando, M.T. Pardo</i>	217
Evolución del herbicida Terbutilazina en un suelo de olivar con aplicaciones continuadas de alperujo. <i>A. López-Piñeiro, A. Albarrán, A. Muñoz, J.M. Rato, D. Cabrera, A. García-Gallego</i>	219
Efecto de la aplicación continuada de alperujo extractado en la adsorción de fósforo en un suelo de olivar. <i>A. López-Piñeiro, P. Pilco, A. Albarrán, J. M. Rato, D. Cabrera, A. Muñoz, A. García-Navarro</i>	221
La diversidad microbiana como indicador de la recuperación de la calidad de un suelo agrícola degradado. <i>A. Muñoz, A. López-Piñeiro, A. Albarrán, J.M. Rato, A. García-Navarro, M. Ramírez</i>	223
Evolución del contenido de carbono orgánico en suelos con cultivo de sandía fertilizados con purín de cerdo. <i>M. A. Muñoz, A. Faz, M. Llona, A. Zanuzzi, D. M. Carmona, V. Climent</i>	225
Aplicación de compost de residuo urbano en un cultivo de remolacha (<i>Beta vulgaris</i> L.) en la provincia de Burgos. <i>M. Navarro, S. Peña, J.I. López, Y. Arribas, B. Alonso, C. Rad, S. González, M. Fernández</i>	227
Secuestro de carbono en suelos de olivar con cubierta de restos de poda y procedentes de la limpieza de aceituna en almazara. <i>O. Nieto, J. Castro, E. Fernández</i>	229
Influencia de la humedad y la estructura del suelo en la actividad deshidrogenada. <i>R. Paradelo, M.T. Barral</i>	231
Efecto de la adición de vermicompost de orujo de uva sobre la materia orgánica de un suelo de viña. <i>R. Paradelo, A.B. Moldes, M.T. Barral</i>	233
Estudio de una secuencia de suelos degradados en el litoral valenciano. Cuantificación de la fracción orgánica utilizando técnicas de Espectroscopia IR y Microscopia Electrónica. <i>M. D. Soriano, M. J. Molina, J. Llinares, V. Pons, P. Salvador</i>	235

Área Temática 4: OTROS PROCESOS DE DEGRADACIÓN DEL SUELO

Ponencia: De la contaminación del suelo a los suelos contaminados. Un poco de historia y algunas reflexiones.	
<i>M.T. Felipó Oriol</i>	239
Dinámica de PO43- y NO3-, procedente de aguas eutrofizadas, en residuos mineros sometidos a 17 semanas de inundación. <i>J. Álvarez-Rogel, M.N. González-Alcaraz, F.J. Jiménez Cárcelos</i>	251
Mercurio en los suelos afectados por el vertido de Aznalcóllar. <i>F. Cabrera, J. Ariza, P. Madejón, E. Madejón, J.M. Murillo</i>	253
Acumulación de metales pesados en el suelo mediada por aves marinas: Evidencias derivadas del análisis isotópico. <i>L.V. García, E. Gutiérrez, T. Maraño, R. Redondo, L. Clemente</i>	255
Movilidad de metales en suelos afectados por un vertido de lodos piríticos. <i>F. Martín, M. Díez, I. García, M. Simón, C. Dorronsoro</i>	257
Ensayo de concentraciones de referencia de Cadmio en suelos hortícolas mediterráneos representativos. <i>L. Recatalá, C. Micó, C.D. Arbelo</i>	259
Evolución temporal de metales pesados en una cuenca agroforestal. <i>P. Sande Fouz, J.M. Mirás Avalos, E. Vidal Vázquez, J. Paz Ferreira</i>	263
Influencia del riego con aguas depuradas en los cultivos en "arenados". <i>M. Tejedor, C. Jiménez, J.M. Hernández-Moreno, F. Díaz</i>	265
De la Edafología a la Zona Crítica Terrestre: ¿iniciativa institucional o cambio de paradigma científico?. <i>J. J. Ibáñez</i>	267
Distribución espacial de metales pesados en los suelos de la Ciudad de Murcia y alrededores. <i>J. A. Acosta, A. Faz, S. Martínez-Martínez</i>	271
Determinación e incidencia de Quinolonas en suelos por Cromatografía Líquida Espectrometría de Masas. <i>V. Andreu, J.L. Rubio, Y. Picó</i>	275
Depuración de efluentes ganaderos mediante humedales artificiales. <i>A. Caballero, A. Faz, J.B. Lobera</i>	277
Contaminación por As, Cd, Pb y Sb en suelos del entorno de una planta de reciclaje de baterías. <i>V. Cala Rivero, J. García Raboso</i>	279
Estudio de lixiviados en un suelo minero acidificado después de ser enmendado con lodo de mármol. <i>D.M. Carmona, A. Faz Cano</i>	281
Lixiviación de nitratos en un cultivo de brócoli enmendado con purín de cerdo. <i>D.M. Carmona, A. Faz, V. Plana</i>	283
Metodología para la elaboración de un mapa de riesgo de salinización del suelo en la Comunidad Valenciana. <i>J.M. de Paz, F. Visconti, M.J. Molina</i>	287
Desviación de la relación empírica SAR-PSI en suelos pumíticos del Sur de Tenerife. <i>M.D. del Castillo</i>	289
Calidad del agua de riego y su incidencia en los suelos de la zona norte de la Vega Baja del río Segura. <i>M. J. Delgado, P. Marín, M. A. Martínez, A. García, A. Sánchez, R. Ortiz</i>	291
Toxicidad de suelos afectados por un vertido de lodos piríticos. <i>M. Díez, F. Martín, M. Simón, C. Dorronsoro, I. García</i>	293
Transporte de metales pesados por escorrentía en taludes de terrazas de cultivo. <i>V.H. Durán, C.R. Rodríguez, F.J. Martín, D. Franco</i>	297
Contenidos en Nitrógeno y Fósforo en el sistema suelo-planta en un carrizal afectado por vertidos de aguas eutrofizadas en el SE de España. <i>C. Egea-Nicolás, I.M. Párraga-Aguado, F.J. Jiménez-Cárceles, J. Álvarez-Rogel</i>	299
Cuantificación de elementos traza en una parcela reforestada del Corredor Verde del Guadiana. <i>R. Fernández, A. Jordán, L. Martínez-Zavala, T. Maraño</i>	301
Contenido y distribución de cobre en suelos de viñedo de la Denominación de Origen Monterrei (Galicia). <i>D. Fernández-Calviño, M. Arias-Estévez, J.C. Nóvoa-Muñoz, M. Dieguez, J.E. López-Periago</i>	303
Adsorción de cobre en suelos de viñedo ácidos de Galicia. <i>D. Fernández-Calviño, M. Dieguez, J.E. López-Periago, M. Arias-Estévez</i>	305
Dinámica de PO43- y NO3- procedente de aguas eutrofizadas en residuos mineros bajo alternancia de condiciones de inundación –deseccación. <i>M.N. González-Alcaraz, J. Álvarez-Rogel, F.J. Jiménez Cárcelos</i>	307
Impacto del riego con aguas desalinizadas en arenados (Lanzarote, Islas Canarias). <i>C.C. Jiménez, M. Tejedor, J.M. Hernández-Moreno, J. Fuentes, J. Neris</i>	309
Propiedades bioquímicas en suelos del Estero Domingo Rubio (margen izquierda del Río Tinto, Huelva). <i>P. Madejón, P. Burgos, E. Madejón, I. Girón, F. Cabrera</i>	311
Adsorción-desorción de Penconazol en suelos de La Rioja enmendados con sustrato postcultivo de hongos (SPCH). <i>J.M. Marín-Benito, M.S. Andrades, M. Pérez Clavijo, E. García Escudero, M.S. Rodríguez-Cruz, M.J.</i>	

<i>Sánchez-Martín</i>	313
Estudio de la desorción de metales pesados en suelos contaminados. <i>A. Martínez-González, J. Pérez-Esteban, A. Masaguer, A. Moliner</i>	315
Perfiles de resistencia mecánica a la penetración en un Oxisol y en un Molisol bajo siembra directa. <i>R. Montanari, M.G. Wilson, A. Paz González, M.P. Carvalho</i>	317
Fraccionamiento de arsénico en suelos afectados por actividad minera. <i>E. Moreno-Jiménez, E. Esteban, R. Manzano, R.O. Carpena-Ruiz, J.M. Peñalosa</i>	319
La alteración mineral como mecanismo de resistencia a la degradación por acidificación en suelos forestales. <i>J.C. Nóvoa-Muñoz, T. Taboada Rodríguez, E. García-Rodeja Gayoso</i>	321
Riesgo de contaminación por metales pesados en suelos de la Rambla del Beal (Cartagena, Murcia) como consecuencia de la actividad minera. <i>A. Pérez, R. Ortiz</i>	323
Degradación de suelos por sellado antropogénico en Sagunto y Canet d'en Berenguer (Valencia): 1956-2004. <i>A. Pérez-Hoyos, C. Añó</i>	325
Niveles genéricos de referencia para metales pesados en suelos hortícolas de un área mediterránea (Castellón). <i>M. Peris, L. Recatalá, C. Micó, R. Sánchez, J. Sánchez</i>	327
Eutrofización en lagos de Azores- Caracterización de la Cuenca de Siete Ciudades (Isla de S. Miguel). <i>J. Pinheiro, L. Matos, J. Madruga, M. Madeira</i>	329
Índices de eutrofización en una cuenca agroforestal. <i>P. Sande Fouz, J.M. Mirás Avalos, E. Vidal Vázquez</i>	331
Salinización del suelo por fertirriego del olivar en zonas áridas. <i>J.B. Sierra, J. A. Sánchez, F. del Moral, I. García, S. de Haro, M. Simón</i>	333
Estudio de la persistencia en el suelo del Etefon. Respuesta en disolución acuosa. Valoración de la eliminación en el suelo de etefon usando un simulador de lluvia de laboratorio. <i>M. D. Soriano, M. J. Molina, M. P. Clares, E. García- España</i>	335
Factores edáficos relacionados con la biodisponibilidad de metales pesados como consecuencia de la aplicación de un lodo de depuradora. <i>J.M. Soriano-Disla, I. Gómez, C. Guerrero, J. Mataix-Beneyto, J. Navarro-Pedreño</i>	337
Evaluación de la salinidad del suelo en una plantación de almendro con riego deficitario. <i>A. Usón</i>	339
Crecimiento urbano (1956-2002) y sellado antropogénico del suelo en Sant Joan d'Alacant. <i>A. Valera, C. Añó</i>	341
Riesgo de dispersión en suelos agrícolas de Canarias. <i>G.E. Vargas, A. Rodríguez-Rodríguez</i>	343
 Área Temática 5: CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN	
Ponencia: Conservación y Restauración. <i>A. García Navarro</i>	349
Transferencia suelo-planta de elementos traza en los suelos recuperados de la cuenca del Río Guadamar (Sevilla). <i>M.T. Domínguez, F. Madrid, T. Maraño, J.M. Murillo</i>	357
Propuesta de un modelo para la restauración paisajística de espacios afectados por actividades extractivas. <i>M. Gómez, J. Basdos, M.C. Mato</i>	359
Evaluación de la calidad de un Calcisol háplico. <i>V. González-Quñones, R. García-Giménez, A. Polo, F. García-Navarro, R. Jiménez Ballesta</i>	363
Indicadores de calidad de suelo y control de la erosión en agricultura ecológica y convencional. <i>Z. Hernández, A. Bello, A. Gómez Sal, G. Almendros</i>	365
Valorización del coste ambiental de lodos compostados como fertilizante nitrogenado a altas dosis en almendro. <i>G. López-López, A. Ibáñez-Burgos, M. Colombar, J.M. Rovira, J. Vadell, I. Sastre-Conde</i>	367
Mejora de la calidad de Palexerults degradados mediante la aplicación de enmiendas y formas alternativas de uso. <i>I. Mariscal, F. Peregrina, J. Santano, P. Gonzalez, R. Espejo</i>	369
Desarrollo de un Conjunto Mínimo de Indicadores para la evaluación y seguimiento de la calidad ambiental en áreas afectadas por desertificación en el Ámbito Mediterráneo. <i>M. Rasal, L. Recatalá, J. A. Pascual, J. Sánchez</i>	373
Buenas prácticas vitícolas en el marco del Cambio Climático Global. <i>X. Sort</i>	375
El papel de las plantas arbustivas y otras forrajeras no convencionales en la conservación del suelo. <i>A.E.S. Borba, C.F. Vouzela, O.A. Rego, J.S. Madruga</i>	377
Aplicación combinada de distintos tipos de residuos en un ensayo de campo de recuperación de suelos gypsíferos. <i>J.G. Cabezas, J. Alonso, M.A. Vicente, J. Valdazo, M.C. Lobo</i>	379
Características de los suelos dedicados a pastos en Tenerife. <i>E. Chinea, A.R. Barroso</i>	381
Selección de leguminosas arbustivas silvestres para la revegetación de suelos yesosos. <i>E.F. de Andrés, E.</i>	

<i>Zambrana, D. Martín Lammerding, I. Walter, J.L. Tenorio.....</i>	383
Supresividad a <i>F. oxysporum</i> (f. sp. cubense) y salud del suelo en cultivos de platanera en las Islas Canarias.	
<i>J. Domínguez, M. A. Negrín, C. M. Rodríguez.....</i>	385
Recuperación del paisaje de tipo "oasis" en África Noroccidental. <i>Y. el Sayed, M. Ramón Barrios.....</i>	387
Incremento de la disponibilidad de nutrientes tras la aplicación de compost de residuos urbanos a la recuperación de un área incendiada. <i>M. Fernández-Peña, J.M. Bustillo, C. Rad, C. Olalla, S. González-Carcedo.....</i>	389
Impacto de la adición de espumas de carbonatación de azucarera en un suelo rojo de La Mancha. <i>F.J. García Navarro, C. J. Sánchez Jiménez, J. A. Amorós, M. C. Muñoz, S. Bravo, I. García Rodríguez, J. Parras Armenteros, R. Jiménez Ballesta.....</i>	391
Evolución de propiedades químicas de un suelo vitícola con cubierta vegetal. <i>J. Gil, C. Benitez, A. Mantas.....</i>	393
Marcadores biogeoquímicos de recuperación de suelos afectados por incendios forestales. <i>J.A. González-Pérez, R. González-Vázquez, A. Rodríguez-Rodríguez, C.D. Arbelo, J.M. de la Rosa-Arranz, F.J. González-Vila.....</i>	395
Efecto a largo plazo de la aplicación de subproductos de la industria vitivinícola sobre la formación de sustancias húmicas y la estabilidad estructural en suelos de viñedo. <i>Z. Hernández, J.A. López-Pérez, A. Piedra Buena, M.R. González López, M.A. Díez-Rojo, A. Bello, G. Almendros.....</i>	397
Impacto de la adición de material calcáreo en pistas forestales sobre suelos ácidos) <i>A. Jordán, I. Martínez-Zavala, I.A. Gómez, D.P. Sánchez.....</i>	399
Cambios en las propiedades químicas de un suelo agrícola ácido tras la adición de un residuo vitivinícola. <i>J.C. Nóvoa-Muñoz, E. López-Periago, D. Fernández-Calviño, M. Arias-Estévez.....</i>	401
Efecto de la fertilización mineral y orgánica sobre el contenido de fósforo en mínimo laboreo. <i>J. Paz Ferreira, E. Vidal Vázquez.....</i>	403
Desorción de metales pesados en suelos mineros enmendados con materia orgánica. <i>J. Pérez-Esteban, A. Martínez-González, A. Moliner, A. Masaguer, C. Escolástico.....</i>	405
Análisis factorial del efecto de subproductos de la industria azucarera sobre la estabilidad estructural de suelos hortícolas. <i>A. Piedra Buena, M.A. Díez-Rojo, A. López-Pérez, M.R. González-López, A. Bello, G. Almendros.....</i>	407
Información de suelos accesible por Internet como instrumento para la protección del suelo. <i>J. Porta, R.M. Poch, M. López-Acevedo, J.M. Villar, M.R. Teira.....</i>	409
Eficiencia de las terrazas de cultivo en la defensa contra la erosión en los viñedos del Valle del Miño (Galicia, España). <i>J.M. Queijeiro, J. de la Montaña, C. Olleros.....</i>	411
Conservación del suelo y de su biodiversidad bajo diferentes cubiertas en terrazas de cultivos subtropicales. <i>C.R. Rodríguez, V.H. Durán, F.J. Martín, D. Franco.....</i>	413
Efecto de la intensidad de uso del suelo en el centro-norte de Entre Ríos, Argentina. <i>M.G. Wilson, H.A.A. Tasi, N. Indelángelo, J. Paz Ferreira, E.L. Díaz.....</i>	415

ÁREA TEMÁTICA 1

Degradación de suelos y desertificación

DEGRADACIÓN DE SUELOS Y DESERTIFICACIÓN: NUEVOS ENFOQUES

Ildefonso Pla Sentís

Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl, Universitat de Lleida, Lleida. ipla@macs.udl.cat

INTRODUCCIÓN

La vida sobre la tierra depende de las funciones de los suelos productivas de alimentos y reguladoras del ciclo hidrológico y de la calidad ambiental. Los suelos son al mismo tiempo la base de la producción agrícola y la base para la manutención de los ecosistemas.

Entre los principales problemas que enfrenta la población mundial para el siglo XXI figuran:

- La degradación de suelos por un mal uso de las tierras y un manejo no adecuado de los suelos y otros problemas más o menos conectados al anterior como son:

- La inseguridad alimentaria por rápido crecimiento de la población
- El incremento antropogénico de gases con efecto invernadero en la atmósfera
- El descenso en la disponibilidad y calidad del agua

El bienestar de la humanidad, y la paz y estabilidad mundial están íntimamente ligados al mantenimiento y mejora de la calidad de los suelos, que es lo opuesto a la degradación de dicho recurso.

Los grandes incrementos en la producción de alimentos, y en desarrollos urbanos, industriales, vías de comunicación, etc. durante el pasado siglo XX, como consecuencia de los fuertes incrementos en la población, han estado acompañados en muchos casos por efectos negativos sobre los recursos suelo, agua y aire, conducentes directa o indirectamente a la degradación y desertificación de las tierras. Entre ellos destacan:

- Incremento en la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas derivados del uso creciente de fertilizantes y pesticidas
- Problemas de escasez de agua y salinización de suelos y aguas de drenaje como consecuencia del incremento de la agricultura de regadío
- Incremento de las emisiones de CO₂ y otros gases invernadero a la atmósfera, derivados de las deforestaciones y cambios de uso de las tierras
- Mayor degradación y desertificación de las tierras con la mecanización y expansión de la agricultura a tierras marginales con climas extremos

Estos problemas se están incrementando y podrían incrementarse aún más, si no se toman previsiones para su control, por el crecimiento de la población mundial previsto para el futuro, en especial en los países en desarrollo, de los $6,5 \times 10^9$ habitantes actuales a más de 10^{10} habitantes a fines del siglo XXI. Cuando se disponen de recursos para ello, lo que es más común en países desarrollados, algunos de los efectos de la degradación de suelos y tierras, en especial los que afectan la producción de cultivos, pueden enmascarse parcialmente a través de insumos tecnológicos que generalmente incrementan otros problemas ambientales e incrementan los costos de producción.

DEGRADACIÓN DE TIERRAS Y DESERTIFICACIÓN: CAUSAS Y CONSECUENCIAS

El concepto de desertificación esta asociado al de degradación de tierras, escasez de agua y pérdida de productividad, debido a causas naturales y antropogénicas. La desertificación puede considerarse como una rotura, prácticamente irreversible, del equilibrio entre los recursos naturales y las demandas de la sociedad. El término desertificación se refiere tanto a los procesos como al resultado de la degradación de las tierras, incluyendo degradación física, química y biológica del suelo, erosión del suelo, deforestación y degradación de la vegetación natural, y a los efectos finales sobre el descenso en la productividad biológica del suelo. Degradación de tierras es la reducción de la capacidad de la tierra para cumplir las funciones y servicios que soportan a la sociedad y al desarrollo.

La Convención Internacional de Lucha contra la Desertificación definió “Desertificación” como la degradación de tierras de zonas semiáridas, semiáridas y subhúmedas secas (Cuadro 1) resultante de factores tales como las variaciones climáticas y las actividades humanas. Con ello se quiere enfatizar que la desertificación es una consecuencia de factores tanto biofísicos como sociales y económicos. Una limitación es que al definir las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas sólo se consideren los aspectos climatológicos precipitación anual y evapotranspiración, y se dejen afuera aspectos tan importantes para el régimen hídrico del suelo (determinante de los procesos de desertificación) como la distribución de las lluvias, topografía, infiltración, y capacidad de retención de agua en el suelo (figura 3).

	Millones de hectáreas			% del total de tierras
	Clima Árido	Clima Semiárido	Clima Subhúmedo Seco	
EUROPA	11	105	184	32
N. AMÉRICA	82	419	232	34
S. AMÉRICA	45	265	207	31
AFRICA	504	514	267	66
ASIA	626	693	353	46
OCEANÍA	303	309	51	75
MUNDO	1569	2305	1295	47

Cuadro 1. Distribución de las tierras con climas árido, semiárido y subhúmedo seco

Las variables a corto plazo relacionadas con la degradación de tierras, como son los eventos extraordinarios y algunos factores socioeconómicos, a veces confunden las necesidades estratégicas para un desarrollo sostenible a largo plazo. Son frecuentes los programas diseñados para aliviar las manifestaciones más inmediatas, generalmente de orden socioeconómico, de problemas generados por efectos a corto plazo, y que llevan a descuidar las estrategias a largo plazo indispensables para atacar las causas que generan dichos problemas. Para esto último se requiere identificar y evaluar adecuadamente la naturaleza y causas de los procesos de degradación, y diagnosticar claramente los problemas que se pueden generar, como base indispensable para hacer una previsión de las opciones de prevención y rehabilitación más adecuadas.

Es difícil precisar las zonas y superficie afectada por la desertificación, ya que las cifras publicadas hasta la fecha se han obtenido a partir de estimaciones subjetivas realizadas por “expertos”, evaluaciones cualitativas y datos de muy variada consistencia y confiabilidad. La primera y única evaluación a nivel global de la degradación de suelos fue realizada por las Naciones Unidas en 1988-91, utilizando en gran parte estimaciones como las señaladas anteriormente (UNEP-ISRIC, 1990). Esta evaluación, conocida como GLASOD, muestra que el problema de degradación de suelos afecta grandes áreas de tierra prácticamente en todas las partes del Mundo. En dicho estudio se encontró que a nivel global la degradación de suelos es provocada principalmente por sobre pastoreo (34%), por actividades agrícolas (28%), por deforestaciones (30%), por sobreexplotación de bosques para producir madera y leña (7%), y por desarrollos industriales, urbanos y de vías de comunicación (1%) (Cuadro 2).

	Deforestaciones	Explotaciones forestales	Sobre pastoreo	Actividades agrícolas	Industrialización urbanización etc.
EUROPA	38%	—	23%	29%	10%
N.AMÉRICA	4%	—	30%	66%	<1%
C.AMÉRICA	22%	18%	15%	45%	<1%
S.AMÉRICA	41%	5%	28%	26%	<1%
ÁFRICA	14%	13%	49%	24%	<1%
ASIA	40%	6%	26%	27%	<1%
OCEANÍA	12%		80%	8%	<1%
MUNDO	30%	7%	34%	28%	1%

Cuadro 2. Causas de la degradación de suelos (UNEP-ISRIC., 1990)

Las tierras con peligro de desertificación representan alrededor del 41% de la superficie del área terrestre del Mundo, donde viven el 38% de la población global. El área desertificada se incrementa actualmente en unas 6 millones de hectáreas de tierras agrícolas por año, y ya alrededor de un 25% de toda el área terrestre, donde viven alrededor de 250 millones de personas, esta afectada por procesos avanzados de desertificación. Las principales manifestaciones de la desertificación de tierras incluyen una acelerada erosión hídrica y eólica, un incremento en la salinización de los suelos y del agua freática poco profunda, una reducción en la capacidad

de retención de agua del suelo, un incremento en la variabilidad de escorrentía superficial y flujo de agua en los ríos, una reducción en la diversidad y biomasa vegetal, y una reducción generalizada en la productividad de ecosistemas de secano, resultando en el empobrecimiento de las comunidades humanas que dependen de ella para su subsistencia. Todo ello puede conducir a conflictos sociales, migraciones y hambre.

Aunque los cambios climáticos pueden intensificar los procesos de desertificación, frecuentemente la causa directa son las actividades humanas, por sus presiones crecientes sobre los limitados recursos suelo y agua. En general dichas causas pueden integrarse en cuatro categorías, y combinaciones entre ellas:

- Incremento de la aridez del clima
- Impactos de las actividades agrícolas y ganaderas
- Deforestaciones y extracciones de madera o de otros componentes de la vegetación
- Impactos del incremento de infraestructuras de riego, transporte, urbanas e industriales

La importancia relativa de ellas varía en función del lugar y del tiempo.

Las consecuencias de la desertificación pueden ser biofísicas y socioeconómicas. Las de naturaleza biofísica generalmente comienzan con la degradación del suelo y de la vegetación, de las cuales se derivan efectos sobre otros componentes y procesos bióticos que llevan a un deterioro progresivo de la estructura y funcionamiento del ecosistema. Las consecuencias de naturaleza socioeconómica se derivan en gran parte de la pérdida de capacidad de las tierras para mantener el crecimiento y producción vegetal y la producción animal, de lo cual pueden derivarse mayores presiones sobre el uso de la tierra, hambrunas, inestabilidad social y corrientes migratorias a diferentes niveles.

A pesar de que la Convención Internacional de Lucha contra la Desertificación (1994-97), resultado de la Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo (1992), establece un marco para prevenir la degradación de tierras, combatir la desertificación y recuperar las tierras afectadas, poco se ha avanzado en algunos aspectos fundamentales que según dicha Convención deberían incorporarse en los planes de acción nacionales. Entre ellos destacan la determinación de los factores que contribuyen a la desertificación, de la cual se derivarían las medidas prácticas para luchar contra ella, y la elaboración e integración de estrategias de ejecución dentro de políticas nacionales de desarrollo sostenible. Esto requiere de un reforzamiento de la capacidad (recursos financieros, educación, formación técnica) para obtener información adecuada y confiable (climatología, suelos, hidrología, etc.) indispensable para fundamentar dichas estrategias. Por ello las evaluaciones del estado y de la evolución de la desertificación a escala mundial, regional y nacional han estado limitadas por la insuficiencia de información objetiva sobre la distribución geográfica, causas y procesos de desertificación. La información primaria existente sobre la extensión y grado de los procesos de desertificación esta en muchos casos basada en observaciones cualitativas muy variables y de muy baja calidad. Las mismas deficiencias existen en la información específica a nivel local, la cual es generalmente inadecuada para determinar cuáles prácticas de manejo pueden ser más efectivas para controlar la degradación y desertificación de la tierra, por lo que frecuentemente se acude a aproximaciones empíricas que muchas veces no son las más apropiadas.

Hoy en día, aparte de la producción agrícola, que aún sigue siendo la más por la degradación

de suelos hay que considerar su relación con problemas ambientales más complejos y que requieren enfoques más globales e interdisciplinarios, incluyendo:

- Riesgos crecientes de calentamiento global
- Demandas crecientes de energía
- Crecientes residuos urbanos e industriales
- Deterioro de la calidad del agua
- Inseguridad alimentaria en muchos países en desarrollo
- Riesgos crecientes de desastres (inundaciones, deslizamientos de tierra, sequías)

Para esto se requiere formar profesionales más capacitados en las ciencias básicas relacionadas con las funciones y procesos de degradación de suelos y agua, para que puedan enfocar en forma integral y no empírica, la evaluación, previsión y solución de dichos problemas.

En la mayoría de los países de la Unión Europea (UE), las actividades agrícolas han tenido un fuerte impacto ambiental, tanto en sentido negativo como positivo. En la UE la agricultura es la responsable de un 50% de la contaminación por N de las aguas, y del 10% de la emisión total de gases invernadero (90% del N_2O). Sin embargo, la agricultura es muy importante para mantener la biodiversidad y los paisajes en Europa. Por el contrario, el abandono de tierras agrícolas y de las prácticas asociadas de conservación de suelos y agua puede contribuir a la desertificación de las tierras, en especial cuando las condiciones topográficas y climáticas son adversas. Aunque la agricultura intensiva generalmente provoca daños a la biodiversidad, las prácticas agrícolas extensivas pueden proteger dicha biodiversidad. Sin embargo, la falta de información adecuada a diferentes niveles no permite evaluar adecuadamente los posibles efectos ambientales (erosión, salinización, contaminación de aguas, etc.) de la aplicación de políticas agroambientales. Por la misma razón, los indicadores utilizados para ello no son generalmente muy confiables. Se requieren mayores inversiones en la obtención de la información adecuada para poder prever y evaluar la efectividad y eficiencia en la protección de los recursos suelo y agua, derivados o esperados, de la aplicación de políticas agroambientales en la UE.

CAMBIO CLIMÁTICO Y DESERTIFICACIÓN

La definición de desertificación incluye la variación del clima como un factor causal directo. Cualquier cambio climático que resulte en una expansión de las áreas con clima árido, semiárido y subhúmedo seco incrementa el área con potencial de sufrir procesos de desertificación. La variabilidad natural del clima puede acelerar los procesos de degradación de tierras y desertificación cuando se incrementan la frecuencia y severidad de las sequías.

Cambios climáticos globales se refieren especialmente al efecto sobre el clima del incremento inducido por el hombre en la concentración de gases con efecto invernadero, en especial CO_2 , CH_4 y N_2O , en la atmósfera. Las principales fuentes de dichos gases son el uso de combustibles fósiles en industrias, transporte, etc. y las emisiones derivadas de actividades agrícolas y ganaderas. Al incrementarse la concentración de estos gases se incrementa la temperatura media global en la superficie de la tierra (0,3 – 0,6 grados en los últimos cien años y 2 – 5 grados previstos para el siglo XXI). Aparte de los cambios en las condiciones climáticas medias, también puede incrementarse la frecuencia de irregularidades en la distribución y concentración de las lluvias y de eventos extremos como huracanes, inundaciones, sequías, incendios, etc. todo lo cual favorece los procesos de desertificación.

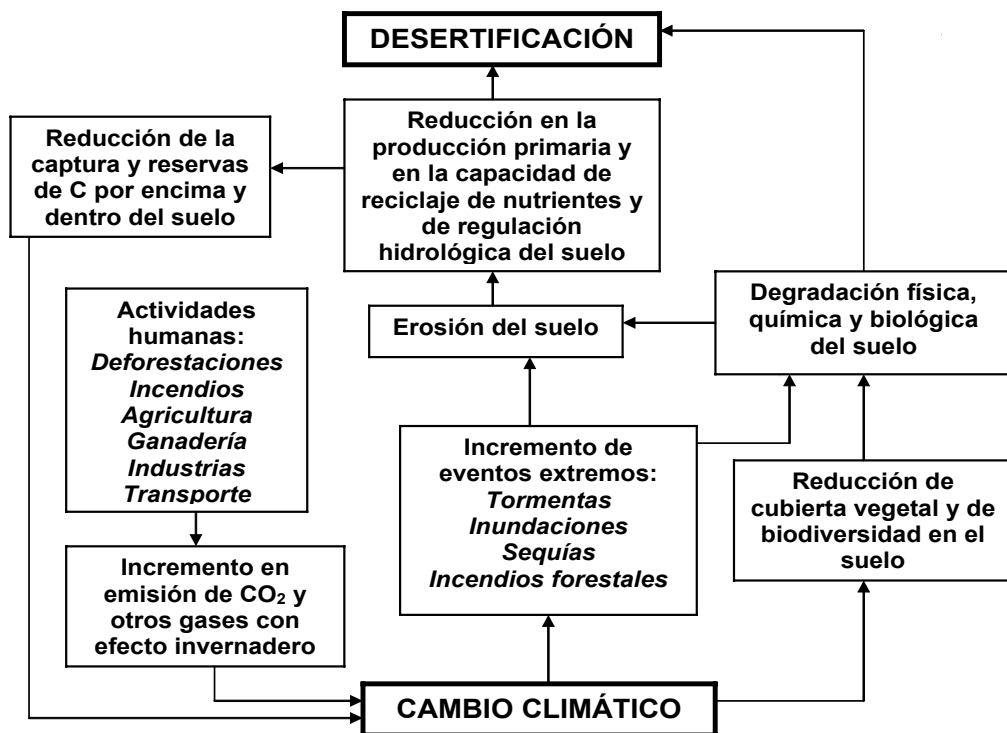


Figura 1. Relaciones entre desertificación y cambio climático

Tanto la vegetación como los procesos de degradación de suelos son muy sensibles a cambios en el balance y régimen hídrico de los suelos inducidos por cambios de temperatura y régimen de lluvias. Los cambios climáticos globales aceleran los procesos de desertificación especialmente si resultan en mayores temperaturas, incrementos en la evaporación y descensos en las lluvias. Las actividades humanas, a través de un uso y manejo no apropiado, o sobreexplotación de las tierras, derivados de diferentes formas de presiones poblacionales, socioeconómicas o políticas, pueden contribuir en forma más determinante que los propios cambios climáticos, a la aceleración de dichos procesos de desertificación. Por ello es muy importante poder prever la influencia relativa de los posibles futuros cambios climáticos y de la actividad humana para poder planificar adecuadamente el uso y manejo sostenible de las tierras frente a los procesos de desertificación. La principal dificultad para cuantificar las interacciones entre desertificación y clima reside en la falta o baja calidad de la información existente sobre la extensión, grado y tendencias actuales y previstas de las variadas formas de degradación de tierras incluidas en el término general de desertificación.

La reducción de la cobertura vegetal y de la calidad del suelo, derivados del proceso de desertificación puede afectar el clima local incrementando la temperatura y reduciendo los niveles de humedad. Estos efectos se pueden extender más allá del área desertizada, provocando cambios

en el clima y circulación atmosférica que a su vez pueden acelerar los procesos de degradación de tierras. La desertificación puede también afectar los cambios climáticos globales al alterar la emisión y absorción de gases con efecto invernadero. Se estima que cada año, debido a procesos de desertificación, se emiten unos 300 millones de toneladas de C a la atmósfera, lo cual representa un 4% del total de emisiones de diferentes fuentes. En cualquier caso, actualmente los cambios climáticos globales afectan más los climas locales y la desertificación que al revés.

BIOCOMBUSTIBLES Y DEGRADACIÓN DE SUELOS

Biocombustibles son todos los combustibles sólidos, líquidos o gaseosos derivados de biomasa. Se producen a partir de organismos vivos y de sus residuos y productos metabólicos, y se consideran una fuente de energía renovable frente a los combustibles fósiles (petróleo, gas natural y carbón mineral) no renovables. En la actualidad, su utilización para sustituir parcialmente a los combustibles fósiles se ha propuesto como una de las pocas alternativas para mitigar el cambio climático global derivado de la acumulación de gases con efecto invernadero en la atmósfera. Por ello, y por lo que puede significar el incremento a gran escala de la producción de cultivos energéticos en cuanto a la incorporación de nuevas tierras, o de cambio de uso de las tierras actualmente cultivadas sobre los recursos suelo y agua, es que es indispensable considerar esta nueva situación entre los factores más importantes que pueden contribuir en las próximas décadas, en sentido favorable o desfavorable, en los procesos de degradación y desertificación de tierras.

Los productos agrícolas que se cultivan actualmente para su transformación en biocombustibles (bioetanol o biodiesel) incluyen maíz (USA), soja (USA, Brasil, Argentina), girasol (Europa), colza (Europa, China), remolacha azucarera (Europa), caña de azúcar (Brasil, Colombia, Centro América, Tailandia) y palma aceitera (SE de Asia y África). En la India se cultiva jatrofa, que es un producto no comestible, con gran potencial para su plantación en tierras degradadas en muchas partes del Mundo, donde haya disponibilidad de mano de obra barata, requerida por dicho cultivo.

Los biocombustibles producidos actualmente, y previsiblemente en el futuro, en países desarrollados (USA, Europa) con clima templado, dependen para ser rentables, aún con los altos precios actuales del petróleo, de subsidios directos a los productores agrícolas, y de reducción de impuestos a los combustibles. Además, la eficiencia energética de los biocombustibles producidos a partir de los cultivos energéticos utilizados (maíz, colza, girasol, soja) es muy baja comparada con la de los biocombustibles producidos a partir de los cultivos más utilizados en regiones tropicales y subtropicales (caña de azúcar, palma aceitera), donde adicionalmente el costo de mano de obra requerido por dichos cultivos es mucho más bajo.

Con el uso de biocombustibles se asume que todo el C (CO₂) emitido a la atmósfera ha sido previamente extraído de la misma atmósfera por las plantas de las cuales provienen, y que nuevamente será utilizado por dichos cultivos. Sin embargo, cuando para la producción de esos cultivos ha sido necesario realizar deforestaciones, en tierras con suelos que pierden parte de su alto contenido de materia orgánica, y cuando se utilizan directa o indirectamente combustibles fósiles en las prácticas de cultivo y procesamiento del producto, el balance de CO₂ no es neutro, resultando en un incremento neto de CO₂ en la atmósfera. Cuando se utilizan fertilizantes nitro-

genados, o los cultivos son leguminosas capaces de fijar N atmosférico, puede incrementarse la emisión de N_2O a la atmósfera, el cual es un gas con efecto invernadero 300 veces más efectivo que el CO_2 . Esta emisión es particularmente alta en el cultivo de soja con cero labranza, que por considerarse un sistema de manejo conservacionista se utiliza extensivamente en Argentina y Brasil, con un alto potencial para incorporar nuevas tierras a la producción de soja para biocombustibles.

Los biocombustibles, tales como leña y residuos secos han sido utilizados por el hombre desde que aprendió a controlar el fuego. Biocombustibles líquidos para usos en la industria y transporte se han conocido desde antes de popularizarse el uso de combustibles fósiles más baratos, y se utilizaron como alternativa a la importación de petróleo en países como Alemania e Inglaterra durante la II Guerra Mundial, y posteriormente en países como Brasil. Sin embargo el interés renovado y creciente por el uso de biocombustibles se ha producido a partir del año 2000 por el fuerte incremento de los precios del petróleo, por la inestabilidad en los principales países productores y exportadores de petróleo, y por la creciente preocupación por el calentamiento global derivado de la emisión de gases con efecto invernadero.

A nivel mundial, de 2000-2005 se duplicó la producción de bioetanol y se cuadruplicó la de biodiesel. En USA, donde actualmente ya se utiliza casi la mitad de la cosecha de maíz para producir etanol, se ha establecido el objetivo de duplicar el uso de biocombustibles para el año 2012, y de reemplazar un 10% de todos los combustibles utilizados por biocombustibles para el año 2020. En Europa la meta es producir un 6% de combustibles para transporte a base de cultivos energéticos para el año 2010, y de un 10% para el año 2020. Esto último requeriría utilizar el 40% de las tierras agrícolas de toda Europa para ese tipo de cultivos. La sustitución de sólo un 10% de los combustibles utilizados para transporte en todo el mundo por biocombustibles requeriría que se dedicara un 9% de todas las tierras arables a la producción de cultivos energéticos.

En la actualidad los métodos de producción de biocombustibles están provocando entre otros problemas una gran presión sobre los recursos suelo y agua. En el caso de la producción de etanol en base a cultivo intensivo de maíz en USA, con altos requerimientos de agua y energía (fertilizantes, pesticidas, labranza, cosecha, transporte, procesamiento), resulta que cuando se suman todos los insumos requeridos para la producción, se puede llegar a un balance negativo entre la energía que se obtiene del etanol producido, y la necesaria para producirlo. Adicionalmente se generan problemas de degradación de suelos y agua y de incremento del precio del maíz como alimento directo y como forraje para producción de carne y leche, tanto en USA como en el resto del Mundo. El incremento del cultivo de palma aceitera en Indonesia y Malasia, para exportación y producción de biodiesel en Europa, a costa de la deforestación de bosques húmedos tropicales, y la expansión de cultivo intensivo de caña de azúcar para producción de etanol en Brasil, en tierras con bosques y sabanas al S del Amazonas, tiene como resultado la degradación de suelos y aguas en ecosistemas con una alta biodiversidad y capacidad de capturar C de la atmósfera. Podría darse el caso de que el incremento actual y proyectado de uso de biocombustibles en Europa y USA provocan paradójicamente grandes problemas de deforestación, y con ello de degradación de recursos suelo y agua, en países en vía de desarrollo de Centro América, Sur América, África y Asia, donde la producción generaría a su vez grandes

beneficios económicos por el bajo coste de las tierras y de la mano de obra. Por ello, al evaluar la eficiencia energética (retorno de energía en relación a inversión) deberían incluirse también los impactos ambientales en suelos, agua, cambio climático y servicios ambientales. Adicionalmente, con la deficiencia cada vez mayor de producción de alimentos en muchos países, que en parte se suplen con los excedentes a bajo costo de USA y Europa, no tendría justificación moral dedicar las escasas tierras agrícolas disponibles para producción de cultivos energéticos para biocombustibles, en lugar de alimentos. También es probable que la dedicación de esas tierras para monocultivos intensivos, con el objetivo de producir biocombustibles a bajo costo, pueda provocar un deterioro (físico, químico y biológico) de su capacidad a largo plazo para producir alimentos.

Bajo esta nueva situación, en la cual las explotaciones agrícolas tendrán que satisfacer los requerimientos tanto de alimentos como de energía de una creciente población mundial, será necesario reexaminar las estrategias y prácticas de uso y manejo de las tierras. Al analizar las posibilidades futuras a largo plazo de una producción sostenible de biocombustibles, se deduce que esta debería basarse en cultivos energéticos no comestibles, que pudieran establecerse y producir en los millones de hectáreas de tierras marginales o degradadas que existen en todo el mundo, y en el uso de materiales vegetales, incluyendo residuos agrícolas y forestales, y árboles y hiervas perennes de rápido crecimiento, para producir etanol a partir de la celulosa. Sin embargo, el proceso de producción de etanol a partir de materiales con celulosa es algo más complejo y aún esta en fase de experimentación. Es necesario advertir además que los residuos de cultivos son indispensables para mantener la calidad de los suelos y reducir la erosión, y su utilización como biocombustibles puede generar procesos de degradación de los suelos, afectando su fertilidad y contenido de materia orgánica.

Algunos cultivos no alimenticios como jatrofa (*Jatropha curcas*) y el pasto aguja (*Panicum virgatum*), ambas plantas perennes que pueden desarrollarse en suelos marginales y degradados, y otros cultivos genéticamente modificados para incrementar su potencial productivo como la soja transgénica, se presentan como alternativas futuras para una producción sostenible de biocombustibles. El cultivo de jatrofa, que es un arbusto de rápido crecimiento y altamente productivo, se ha ido extendiendo desde la India a otros países de Asia y África. Se puede cultivar en tierras marginales pobres en nutrientes de zonas subtropicales, siendo resistente a la sequía y a las plagas. También se puede cultivar en franjas, como barreras para la conservación de suelos, junto a otros cultivos alimenticios. Los residuos del cultivo y del procesamiento para la producción de aceite tienen un alto valor fertilizante. Es además un cultivo cuya siembra, cosecha y procesamiento genera mucho trabajo a nivel local. El pasto aguja, que crece en las praderas centrales de N América, puede desarrollarse y producir gran cantidad de biomasa en condiciones adversas de suelos y clima, es resistente a la sequía, tiene un crecimiento muy rápido y bajos requerimientos de fertilizantes y pesticidas. Provee una muy buena cobertura al suelo, y tiene un sistema radicular muy profundo, por lo que es muy eficiente para el control de la erosión. Ambos cultivos, jatrofa y pasto aguja, pueden reducir los procesos de desertificación al contribuir a la mejora de tierras degradadas en climas semiáridos.

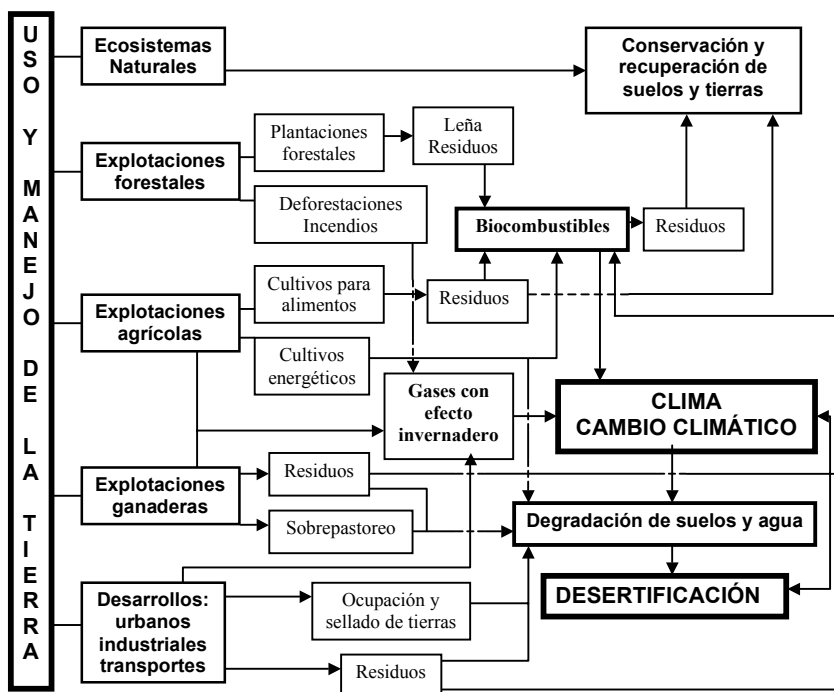


Figura 2. Relaciones entre el uso y manejo de la tierra y el clima con la degradación y conservación de suelos y agua y con la desertificación

EVALUACIÓN DE LOS PROCESOS DE DEGRADACIÓN DE SUELOS Y DESERTIFICACIÓN

El control de la degradación de suelos y desertificación de tierras y sus efectos depende de una adecuada planificación del uso y manejo de los recursos suelo y agua. Para ello es necesario realizar previamente una adecuada identificación y evaluación de los procesos de degradación, y de las relaciones causa-efectos de los diferentes problemas generados. El monitoreo o seguimiento a nivel de campo, con observaciones y mediciones directas adecuadas, puede ayudar mucho a entender mejor cómo ocurren los procesos de degradación de suelos y agua, y los cambios que provocan las intervenciones humanas. Los problemas de degradación de suelos y agua están creciendo en todo el mundo, y ello es en parte debido a deficiencias en las evaluaciones de los procesos y causas de dicha degradación en cada situación específica, y al uso generalizado de aproximaciones empíricas para seleccionar las prácticas de conservación de suelos.

La degradación de tierras es producto de procesos complejos, y depende de las propiedades del suelo, del relieve, del clima, y de las prácticas de cultivo y manejo del suelo, aunque a menudo es inducida por factores social-económicos y políticas erradas de desarrollo. En muchas regiones del mundo la aplicación de medidas de conservación de los recursos suelo y agua está limitada

por la falta de integración entre conservación y desarrollo, por la inexistencia o falta de aplicación de legislación reguladora, y por la escasez de información básica y de recursos económicos o humanos con entrenamiento adecuado requeridos para una buena planificación de uso y manejo del recurso tierra. La evaluación de los procesos de degradación de suelos es necesaria para poder establecer, en colaboración con los usuarios de las tierras, los criterios para la selección de tecnologías específicas para las condiciones biofísicas y social-económicas particulares de cada sitio. Para ello la evaluación debe ajustarse al entorno físico, económico y social de cada lugar, y debe considerar en forma integral las diferentes funciones de los suelos para:

- Asegurar la suplencia global de alimentos
- Conservar la diversidad biológica
- Un uso sostenible del agua
- El control del clima global

Aunque en muchas ocasiones se han logrado incrementos en la productividad agrícola, es frecuente que ello haya sido a costa del deterioro del ambiente y de los recursos suelo y agua. También hay grandes áreas en diferentes regiones del mundo donde la productividad ha ido descendiendo a través de los años. La falta de evaluaciones previas adecuadas ha sido una de las principales causas de que el manejo de suelos y agua en dichas zonas no haya sido sostenible desde un punto de vista técnico, social o económico. La evaluación de los procesos de degradación de suelos se requiere para una mejor identificación e interpretación de dichos procesos, para poder predecir los riesgos y grados de degradación bajo condiciones específicas, para evaluar los posibles efectos de la degradación de suelos sobre la productividad y sobre el medio ambiente, y para identificar métodos alternativos de control de la degradación de suelos y agua. En la consideración del posible uso de prácticas tradicionales ya conocidas para resolver o mitigar los problemas identificados, se necesita investigar para identificar y entender los factores biofísicos y humanos asociados a dichas prácticas, para ver si ellas pueden ser aplicadas o adaptadas a las condiciones socioeconómicas actuales.

Hoy en día se conocen cualitativamente las principales causas de la degradación de los recursos suelo y agua, pero aún así se requieren investigaciones para obtener la información cuantitativa que permita predecir los procesos potenciales de degradación, y para desarrollar o seleccionar alternativas de manejo. La falta de información adecuada impide también una evaluación objetiva de la aplicabilidad de prácticas de conservación o de modelos predictivos desarrollados en otras condiciones. Como una consecuencia de ello, algunos de estos modelos son utilizados en forma indiscriminada, sin tener evidencia científica de su aplicabilidad a cada situación particular. Además, sin evaluaciones a nivel local es muy difícil tener una base confiable para modificar dichos modelos con el fin de hacerlos aplicables.

En el ámbito internacional ya existe mucha información y conocimientos que aparentemente pueden ser utilizados para resolver problemas de conservación de suelos y agua, pero su aplicación sin conocer bien las condiciones particulares donde se piensan aplicar puede conducir a muchos fracasos. Por otro lado, el uso pasivo del conocimiento ya existente, sin validación y sin entender los procesos, puede conducir a la aplicación de prácticas demasiado conservadoras (y generalmente poco productivas), o demasiado degradantes.

Las deficiencias señaladas anteriormente en la evaluación de procesos de degradación de sue-

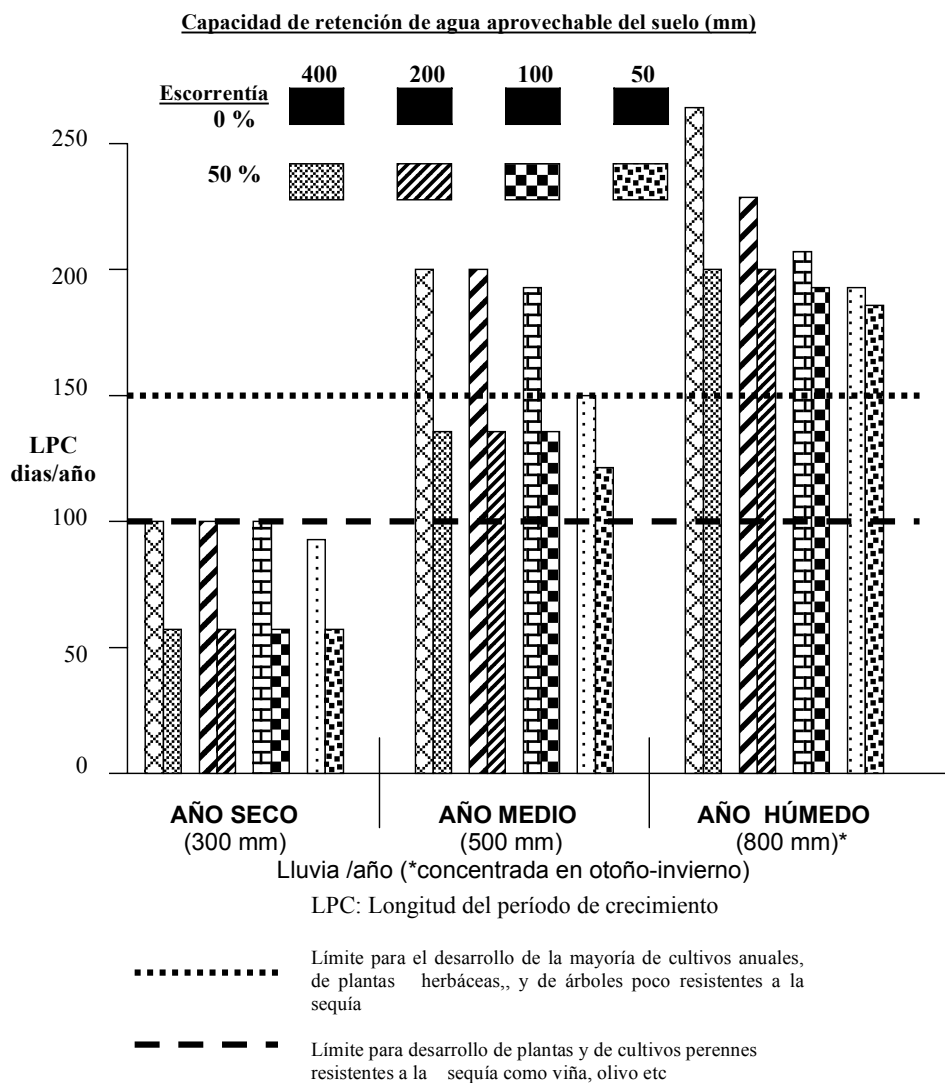


Figura 3. Longitud potencial del período de crecimiento y posible desarrollo de plantas en un clima Mediterráneo semiárido como función de la variabilidad climática, de la capacidad de almacenamiento de agua utilizable del suelo (dependiente de la profundidad del suelo, de la profundidad efectiva radicular y de las propiedades intrínsecas del suelo responsables de la retención del agua) y de las pérdidas de agua de lluvia por escurrentia (dependientes de la topografía, de la velocidad de infiltración de agua en el suelo y de las características de la lluvia). 3

los y agua esta en parte relacionado con la deficiente formación agronómica y en hidrología de suelos de profesionales de varias ramas que en las últimas décadas han acaparado en gran parte los estudios de conservación del ambiente, incluyendo suelos y agua, lo que los lleva necesariamente a enfoques muy empíricos y generales. En el otro extremo están los investigadores en las áreas básicas de física e hidrología de suelos, los cuales se han mantenido generalmente en enfoques muy teóricos, de difícil comprensión, y en el desarrollo de técnicas y equipos muy complejos y costosos, de difícil aplicación a nivel de campo para las evaluaciones requeridas de los procesos de degradación de suelos y agua, que lleven a soluciones prácticas y eficientes para su conservación.

A ambos problemas es posible que haya contribuido la creciente escasez de recursos, a nivel local e internacional, para estudios y evaluaciones más integrales a nivel de campo de los recursos tierra, suelos y agua. Esto ha obligado a muchos investigadores a dedicarse a estudios más especulativos, utilizando información ya existente, insuficiente y no actualizada en muchos casos, y al uso no adecuado de técnicas modernas de procesamiento y modelaje basándose en esa información, sin una adecuada validación a nivel de campo. Esta falta de apoyo y recursos para estudios y evaluación se ha debido también, al menos parcialmente, a la premisa mantenida por muchos de los profesionales generalistas antes mencionados, de que ya se tienen suficientes conocimientos de los procesos de degradación de suelos y de las prácticas de conservación a aplicar para prevenirlos, por lo que el problema se reduce a aplicarlas, resolviendo los problemas que dificultan su aplicación. Sin embargo, en muchos casos la situación es lo contrario, o sea que la no aplicación de ciertas prácticas o sistemas de manejo y conservación se debe a la falta de conocimientos adecuados que permitan precisar las alternativas más eficientes y efectivas, y con mayores posibilidades de aplicación, bajo cada combinación particular de condiciones biofísicas y socioeconómicas.

En los últimos años, la problemática del calentamiento global, derivado de la acumulación creciente en la atmósfera de los llamados gases invernadero, ha acaparado la atención de organismos internacionales proveedores de financiamiento, lo cual ha contribuido también a dejar de lado, o a no dedicarle el tiempo y recursos necesarios a la evaluación de los procesos y del potencial de degradación de suelos y tierras, a no ser que se vinculen con el problema de calentamiento global. Sin menospreciar los posibles efectos futuros desastrosos de los cambios climáticos globales a mediano y largo plazo, la realidad es que aún hoy en día los procesos de degradación de tierras, incluyendo su contribución a los gases invernadero, tienen un impacto y consecuencias negativas globales mayores para la vida del hombre sobre la tierra, que el mismo calentamiento global por sí sólo. Además, la degradación de tierras contribuye que a nivel local los efectos catastróficos de eventos climáticos extraordinarios, atribuidos a cambios climáticos globales, sean mucho más graves.

PROCESOS HIDROLÓGICOS Y DEGRADACIÓN DE SUELOS

Los procesos de degradación de suelos y agua, y de desertificación de tierras están fuertemente ligados a través de las alteraciones desfavorables en los procesos hidrológicos determinantes del balance de agua en el suelo y del régimen de humedad del suelo. Ellos están también determinados por las condiciones climáticas y por el uso y manejo de los recursos suelo y agua.

Sin embargo, a pesar de que ya generalmente es aceptado que hay una estrecha relación entre la conservación de los recursos suelo y agua, aún en la mayoría de los casos son evaluados en forma separada, y consecuentemente la predicción y prevención de los efectos derivados de su degradación resultan inadecuados en muchos casos. Esto aún reviste más importancia, considerando que se prevé que los cambios climáticos globales afectarían principalmente los procesos hidrológicos en la superficie de la tierra que están en su mayoría relacionados con el balance de agua en el campo.

La predicción de los cambios globales del clima, aún bastante inciertos, indica que la lluvia se incrementará en algunas regiones, mientras que en otras aumentará la sequía, en una distribución temporal y espacial bastante irregular. Estos cambios pueden contribuir a acelerar algunos procesos de degradación de tierras conducentes a mayor escorrentía y erosión, y a crecientes riesgos de inundaciones, deslizamientos de tierras, movimientos en masa y flujos de barro especialmente en regiones tropicales, y a mayores riesgos de producción de cultivos en regiones subtropicales y templadas. Pero en cualquier caso, los cambios en uso de las tierras, incluyendo deforestaciones y otras actividades del hombre conducentes a procesos de degradación de suelos, pueden afectar más los procesos hidrológicos del suelo y sus efectos sobre degradación de tierras, que los cambios climáticos globales previstos, o pueden incrementar los efectos de estos cambios. Por el contrario, un uso de la tierra y prácticas adecuadas de manejo de suelos y cultivos, pueden hacer a los suelos más resistentes contra los efectos de cambios climáticos y de los eventos extremos asociados.

El periodo máximo de crecimiento efectivo, tanto de vegetación natural como de cultivos de secano, depende en primer lugar de la duración del periodo efectivo de lluvias, y de la disponibilidad de agua en el suelo. En tierras en pendiente, cuando no hay limitaciones de temperatura o de drenaje interno, la longitud del periodo potencial de crecimiento dependerá de las condiciones climáticas (lluvia y evapotranspiración potencial), de la distribución de la lluvia entre escorrentía e infiltración (afectada por los efectos de sellado superficial), y de la capacidad de almacenaje de agua en el suelo (determinado por la profundidad efectiva de raíces y las propiedades de retención de agua del suelo). Por lo tanto, la escorrentía y la capacidad efectiva de retención de agua del suelo, ambos componentes del balance de agua y afectados por procesos de degradación del suelo, deben tomarse en cuenta, e incluso pueden ser determinantes, en la evaluación y predicción de los efectos de dichos procesos de degradación en la conservación de agua, en el crecimiento potencial de las plantas y producción de cultivos, y en la desertificación (Figura 3).

La erosión hídrica del suelo es el proceso de degradación del suelo con mayor influencia en la conservación de los recursos suelo y agua. Los procesos de erosión hídrica son causados por las interacciones del suelo, lluvia, pendiente, cubierta vegetal y manejo, y generalmente provocan o son causados por cambios desfavorables en el balance de agua del suelo y en el régimen de humedad del suelo, y en las posibilidades de desarrollo y actividad radicular. Aunque la erosión superficial es la predominante en tierras con pendientes suaves a moderadas, los movimientos en masa y deslizamientos de tierra son frecuentes en pendientes más pronunciadas a nivel general y local. En la erosión superficial, las partículas del suelo separadas por la lluvia o el agua en movimiento, son transportadas por el agua de escorrentía superficial. Los

movimientos en masa son los movimientos gravitacionales de material del suelo sin la ayuda del agua en movimiento. Por lo tanto, los procesos hidrológicos que conducen a la erosión superficial o en masa son diferentes, y en consecuencia, las prácticas de conservación de suelos adecuadas para el control de los procesos de erosión superficial pueden más bien incrementar los peligros de erosión en masa bajo combinaciones específicas de clima, suelo y pendiente.

En agricultura de riego, el proceso de degradación de suelos más frecuente es el desarrollo de suelos afectados por sales. La salinización de los suelos puede conducir a una pérdida parcial o total de su capacidad productiva, causada por una degradación interna de sus propiedades químicas o físicas. La introducción del riego en una zona provoca cambios drásticos en el régimen y balance de agua y solutos en el perfil del suelo. Los problemas de salinidad son una consecuencia de la acumulación de sales en zonas y profundidades donde el régimen de humedad del suelo se caracteriza por fuertes pérdidas de agua por evaporación y transpiración, y por reducido lavado de las sales que permanecen. Esto ocurre cuando el manejo del agua de riego y drenaje no es adecuado para las condiciones particulares de clima, suelos, cultivos, fertilización, profundidad de nivel freático, calidad de agua de riego, y sistema de riego.

Del análisis anterior se deduce que para poder lograr desarrollar, seleccionar y aplicar prácticas de uso y manejo de las tierras, que sean efectivas y sostenibles, se requerirá un enfoque hidrológico en la evaluación de los procesos de degradación de suelos y agua. El principal objetivo debe ser evaluar los procesos hidrológicos pertinentes, y desarrollar metodología y técnicas para corregirlos o controlarlos bajo diferentes escenarios de suelos, clima, topografía y sistemas de uso u manejo. Con esto podremos suprimir o aliviar los efectos negativos, directos o indirectos, de la degradación de suelos y agua sobre el crecimiento de las plantas, sobre la sostenibilidad de la producción agrícola, sobre la suplencia de agua en cantidades y calidad adecuadas, y sobre eventos catastróficos como inundaciones, sedimentaciones, y deslizamientos de tierra.

Para simular o predecir procesos dinámicos de degradación de suelos y de sus efectos, debemos partir de las relaciones entre las características físicas de los suelos y sus propiedades hidrológicas. En los estudios rutinarios de reconocimiento de suelos con fines de clasificación y mapeo, no se han evaluado ni se están evaluando adecuadamente la mayoría de las características físicas del suelo, especialmente del suelo superficial, requeridas para la evaluación de los procesos de degradación de suelos. Algunos han propuesto el uso de funciones de pedotransferencia, en las que a través de relaciones empíricas se correlacionan características observadas o medidas (textura, densidad aparente, materia orgánica) en los reconocimientos de suelos con propiedades hidráulicas. Esto requiere un estudio muy detallado de las relaciones mutuas en una determinada región, y sus resultados no pueden ser transferidos a otras regiones o suelos. En cualquier caso deben preferirse mediciones y estimaciones directas de las propiedades hidráulicas del suelo realizadas in situ.

En la última década se ha intentado utilizar atributos e índices de la llamada “calidad del suelo” para evaluar la vulnerabilidad de los suelos a procesos de degradación, y de sus efectos potenciales sobre la producción de cultivos. Aunque los proponentes originales del paradigma de calidad del suelo recomendaban una rigurosa cuantificación y calificación de los atributos de suelo, las mayoría de las evaluaciones de calidad del suelo se han hecho utilizando percep-

ciones subjetivas y no cuantificables. El uso de índices de calidad del suelo, basados en interpretaciones empíricas, generalmente muy influidas por la clasificación taxonómica de los suelos, no permite relacionar las evaluaciones hechas con los efectos de sistemas alternativos de uso de la tierra sobre la producción e impactos ambientales. Para lograr esto, deberían basarse en principios hidrológicos claros y objetivos y en estimaciones o mediciones cuantitativas de parámetros hidrológicos relacionados con los problemas actuales o previsibles. No hay que olvidar que con el uso intensivo de las tierras, en la mayoría de los casos las prácticas de uso y manejo tienen más impacto en las funciones del suelo que sus propiedades intrínsecas.

Para evaluar los problemas actuales y prever los posibles procesos de degradación del suelo, se requiere metodología para una adecuada cuantificación y predicción de las propiedades hidrológicas de los suelos. Aunque las mediciones bajo condiciones controladas y precisas en el laboratorio pueden servir para entender los procesos hidrológicos, se requieren mediciones, aunque sean aproximadas, a nivel de campo, si el objetivo es resolver problemas de campo. La mayoría de los resultados obtenidos en el laboratorio, incluso en lo que se llaman muestras no disturbadas, y mucho menos en muestras disturbadas, no pueden ser transferidos para cuantificar comportamiento del agua en el suelo en el campo. Por otro lado, las técnicas para mediciones en el campo son generalmente menos precisas y más costosas que las que se realizan en el laboratorio. La precisión se puede incrementar con un mayor número de repeticiones en las medidas de campo, pero sin olvidar que el objetivo es lograr aproximaciones aceptables dentro de las limitaciones de la metodología utilizada, a partir de las cuales podamos tomar decisiones prácticas a nivel de campo.

Los métodos y las técnicas para evaluar el comportamiento hidrológico del suelo a nivel de campo deben permitir mediciones simples y directas, basadas en relaciones físicas claras, y deben tomar en cuenta los aspectos dinámicos de las propiedades hidrológicas del suelo, que dependen en gran parte de la estructura del suelo. Esa metodología puede incluir desde técnicas muy simples y directas de campo, que nos provean sólo estimaciones aproximadas de las propiedades hidráulicas del suelo, y que pueden adaptarse a muy diferentes tipos de suelo, hasta técnicas bastante complicadas, que no se pueden utilizar en muchos suelos a nivel de campo, y que además requieren personal más calificado y equipos costosos, para mediciones más precisas que suelen requerir más tiempo. Deberían preferirse las técnicas sencillas de campo, porque además de las consideraciones operacionales antes señaladas, suelen adaptarse mejor a los tamaños requeridos de muestras y a la variabilidad espacial - se pueden hacer más repeticiones - de las propiedades hidráulicas en condiciones de campo.

Aunque sería deseable que la evaluación y predicción de procesos de degradación de tierras se hiciera a través de experimentos de larga duración, y a escala de cuenca, ello no es posible en la mayoría de los casos, especialmente si requerimos soluciones a corto plazo. Por ello se requieren nuevas estrategias basadas en la evaluación de propiedades hidrológicas del suelo en sitios seleccionados, para identificar los procesos de degradación de suelos e interpretar los problemas de degradación de tierras. Combinado con un análisis de registros históricos de lluvias, y utilizando modelos de simulación adecuados, y sistemas de información geográfica, los resultados de dichas evaluaciones pueden extrapolarse a nuevos escenarios con diferentes combinaciones de clima, propiedades del suelo, topografía y manejo de suelos y cultivos.

USO DE MODELOS DE SIMULACIÓN

La utilización del gran número de variables importantes relacionadas con los procesos de degradación y sus interacciones, para determinar probabilidades y riesgos de degradación de suelos y su influencia en la producción de cultivos y daños ambientales, puede facilitarse con su integración en modelos. Aunque los modelos no den una simulación exacta de las situaciones reales, permiten obtener resultados aproximados de acuerdo a las simplificaciones asumidas. Ayudan a entender situaciones complejas, mediante una descripción cuantitativa de los procesos más significativos, y por ello pueden usarse como herramientas para la toma de decisiones para reducir o eliminar riesgos de degradación de suelos y aguas.

Los modelos empíricos actualmente utilizados en forma generalizada deberían ser reemplazados por modelos basados en procesos y eventos, lo cual requiere de una mejor comprensión de las propiedades hidrológicas cambiantes de los suelos, determinadas por el manejo, las secuencias de cultivos, la vegetación y el clima. Estos modelos deberían permitir una cuantificación detallada de los procesos hidrológicos para condiciones actuales y potenciales, y producir información sobre problemas de degradación de suelos y producción de cultivos en relación a diferentes alternativas de manejo de la tierra.

Modelos de simulación basados en procesos hidrológicos pueden ser muy útiles para integrar y convertir los parámetros medidos o estimados de suelo, clima, plantas y manejo, en predicciones de balances de agua y regímenes de humedad en el suelo, para cada combinación particular de ellos, ya sea actual o prevista. Los modelos pueden ser muy simples o extremadamente complejos. Estos últimos pueden requerir muchos recursos (tiempo, equipos, personal) y mucha información de entrada que no este disponible o sea difícil de obtener, o que no sea representativa, por lo que los modelos menos complejos pueden ser más útiles para fines prácticos. Además, los errores de simulación derivados de errores de estimación de propiedades del suelo, y los costos de muestreo, son generalmente menores cuando se usan modelos sencillos para predecir balances hídricos en un determinado espacio. Los modelos más sencillos también requieren menores datos de entrada, y por lo tanto permiten utilizar muestras y densidades de muestreo más grandes y representativas para una determinada medición de campo. Estudios experimentales y observaciones basadas en procesos, y que provean datos más detallados bajo condiciones controladas pueden ayudar a simplificar los modelos, determinando qué procesos son más importantes a diferentes escalas temporales y espaciales, proveyendo además datos para calibrar y validar los modelos.

El modelo de simulación SOMORE (Pla, 1997; 2006), ya validado bajo muy diferentes condiciones, simula la evolución del balance diario de agua en el perfil del suelo, requiriendo cómo entrada información de suelos y de clima fácilmente obtenible. Podría usarse para predecir el régimen de humedad del suelo, incluyendo anegamiento, pérdidas de agua de lluvia por escorrentía superficial, y drenaje superficial e interno, bajo diferentes condiciones de suelo, topografía, clima, vegetación, cultivos y manejo. El modelo toma en cuenta la limitación de la infiltración de agua de lluvia en el suelo por los efectos del sellado superficial y de las capas limitantes (naturales o inducidas por el manejo) no muy profundas, y el efecto de la infiltración de agua de lluvia, de la profundidad efectiva de las raíces y de la conductividad hidráulica saturada de la capa limitante sobre el drenaje interno o subsuperficial. Tales condiciones pueden expresarse a

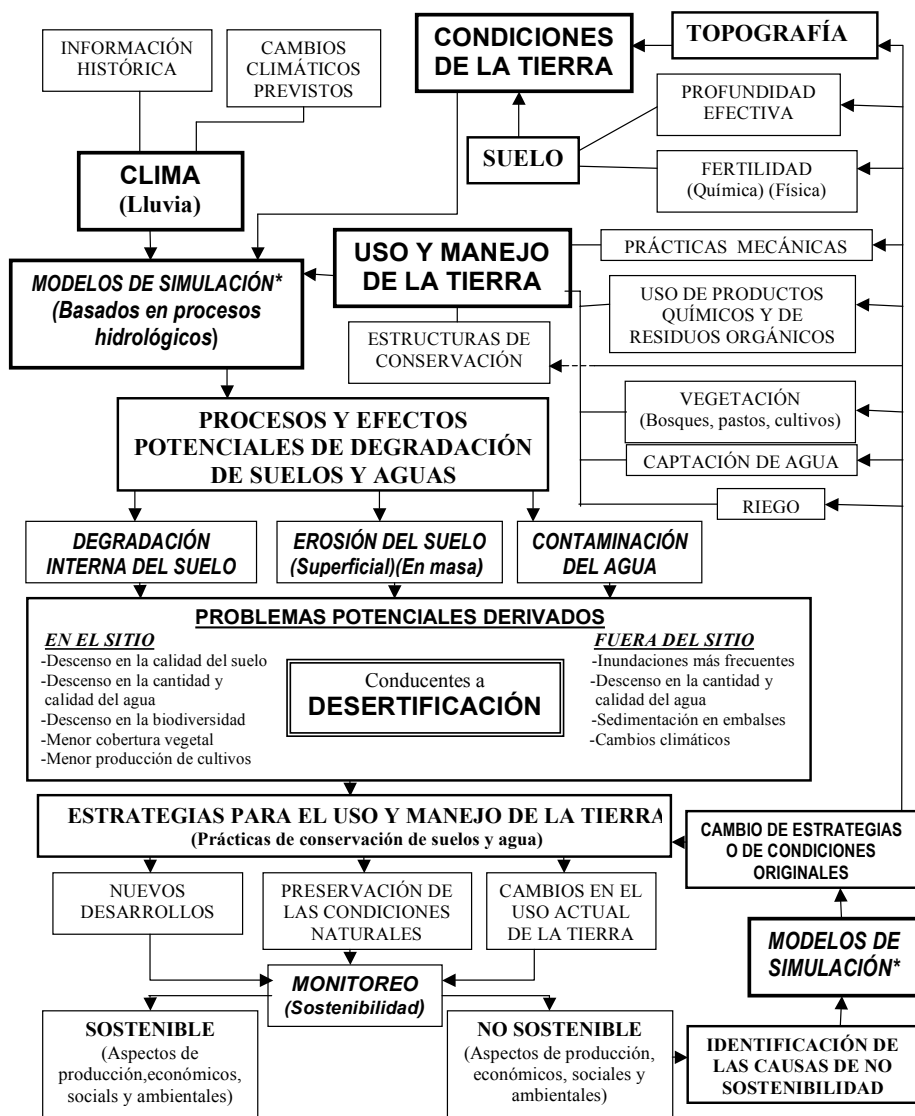


Figura 4. Aspectos a considerar y pasos a seguir en la evaluación de problemas potenciales de degradación de suelos y agua y de desertificación de tierras, y para la planificación del uso y manejo de la tierra (* Modelos basados en procesos hidrológicos) (Adaptado de Pla, 1997; 2006)

través de parámetros basados en mediciones o estimaciones de campo o laboratorio, utilizando metodología y equipos simplificados, suficientemente precisos para cubrir los requerimientos al menor costo posible.

Las predicciones pueden utilizarse para identificar los procesos de degradación más probables, y para la selección de las mejores alternativas, con mayores probabilidades de éxito, de prácticas de conservación de suelos y agua para cada combinación de suelos, clima y topografía. Los datos de lluvia, variables cada año, con un periodo particular de retorno, pueden ser utilizados para simular el comportamiento de una condición particular o sistema de manejo en años diferentes, y basado en los efectos previstos, seleccionar o diseñar, con una base probabilística, los mejores sistemas de manejo de suelos y agua para controlar los procesos de degradación. La preselección de ciertos períodos de retorno es importante, porque ellos determinarán en gran parte los requerimientos de prácticas de manejo y estructuras de conservación en relación a costos y beneficios, para diferentes niveles de riesgo y probabilidades de error. .

Estos modelos son la base para una planificación de uso y manejo de la tierra, y para la selección y desarrollo de estrategias y tecnologías a corto y largo plazo para reducir o controlar los procesos de degradación de tierras conducentes a su desertificación (Figura 4).

BIBLIOGRAFÍA

- Blum, W.E.H. 2000. Soil quality indicators based on soil functions. Key Notes 127-129. ESSC Third Int. Cong. Valencia (España)
- El-Swaify, S. A. y D.O. Evans (ed). 1999. Sustaining the Global Farm. Strategic Issues, Principles and Approaches. ISCO. Purdue Univ. West Lafayette, Ind.(USA) 60p
- EEA. 2006. The integration of environment into EU agriculture policy-the IRENA indicator-based assessment report. European Environment Agency. Copenhagen
- Fulton, L. et al. 2004. Biofuels for Transport: An International Perspective. IEA. Paris
- Geist, H. J. & E.F. Lambin. 2004. Dynamic causal patterns of desertification. Bioscience 54:817-829
- Glenn, E. et al. 1998. On our failure to control desertification: Implications for global change issues, and a research agenda for the future. Environmental Science and Policy 1: 71-78
- Hulme, M. & M. Nelly. 1993. Exploring the links between desertification and climate change. Environment 35(6).
- Larson W. E. y F.J. Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. En (J. -Dumansky y col, ed) Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World. Vol 2: 175-203. Technical papers. IBSRAM. Bangkok (Tailandia)
- Pla, I. 1986. A routine laboratory index to predict the effects of soil sealing on soil and water conservation. En "Assessment of Soil Surface Sealing and Crusting". 154-162. Callebout y col. (ed). State Univ. of Ghent. Gante (Bélgica)
- Pla, I. 1990. Methodological problems to evaluate soil physical degradation. Trans. 14th Int. Congress of Soil Sci. Soc. 1:95-100. Kyoto (Japón)
- Pla, I. 1993. Erosión en suelos de ladera del trópico andino y centroamericano. En "Manejo Integrado de Recursos Naturales en Ecosistemas Tropicales para una Agricultura Sostenible" 21-36. ICA. Santafé de Bogotá (Colombia)
- Pla, I. 1994. Soil degradation and climate-induced risks of crop production in the tropics. Trans. 15th ISSS Congress. 1:163-188. ISSS. Acapulco (México)
- Pla, I. 1996. Soil salinization and land desertification. En "Soil Degradation and Desertification in

- Mediterranean Environments (J.L. Rubio y A. Calvo, ed.) 105-129. Geoforma Ediciones. Logroño (España)
- Pla, I. 1997. A soil water balance model for monitoring soil erosion processes and effects on steep lands in the tropics. En (I. Pla, ed) "Soil Erosion Processes on Steep Lands". Special Issue of Soil Technology. 11 (1):17-30. Elsevier. Amsterdam (Holanda)
- Pla, I. 1997. Evaluación de los procesos de salinización de suelos bajo riego. En : Edafología Revista de la SECS. Edición especial 50 Aniversario. 241-267. SECS. Granada (España)
- Pla, I. 1998. Modeling hydrological processes for guiding soil and water conservation practices. En: (A. Rodríguez y col., ed.) The Soil as a Strategic Resource: Degradation Processes and Conservation Measures. 395-412. Geoforma Ed. Logroño (España)
- Pla; I. 2000: Hydrological approach to soil and water conservation. En: Keynotes-ESSC Third International Congress. 45-69. Valencia (España)
- Pla, I. 2006. Hydrological approach for assessing desertification processes in the Mediterranean Region. En (Kepner et al, ed) Desertification in the Mediterranean Region: a Security Issue. 579-600. Springer. The Netherlands
- Reynolds, J.F. & D.M. Stafford (ed). 2002. Global Desertification: Do Humans Cause Deserts?. Dahlem Univ. Press. Berlin
- Reynolds, J.F. et al. 2005. Natural and human dimensions of land degradation. En: Terrestrial Ecosystems in a Changing World. Cambridge University Press. Cambridge.UK
- Richter, J. Y T. Streck 1994. Modelling processes in the soil as a tool for understanding and management in soil and water conservation. En (L.S. Bhushan y col. ed.) Soil and Water Conservation. Challenges and Opportunities. Proc. 8th ISCO Conf. Vol 1: 535-551. New Delhi (India)
- Rose, C. W. 1994. Research progress on soil erosion processes as a basis for soil conservation practices. En (R. Lal, ed) Soil Erosion Research Methods. 2nd Ed. 159-180. SWCS-ISSS. Ankeny, IA (USA)
- Sharma, K. D. 1998. The hydrological indicators of desertification. Journal of Arid Environments 39:121-132
- Sojka, R. E. y D.R. Upchurch. 1999. Reservations regarding the soil quality concept. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 1039-1054
- UNEP-ISRIC. 1990. Global Assessment of Soil Degradation. GLASOD. Nairobi-Wageningen
- UNEP. 1992. Status of desertification and implementation of the United Nations Plan of Action to Combat Desertification. Report of the Executive Director. UNEP. Nairobi
- Varallyay, G. Y. 1990. Influence of climatic change on soil moisture regime, texture, structure and erosion. En (H.W. Scharpenseel y col, ed.) Soil in a Warmer Earth. 39-49. Elsevier. Amsterdam (Holanda)
- Worldwatch Institute. 2007. Biofuels for Transport:Global Potencial and Implications for Sustainable Agriculture and Energy in the in the 21st Century. Washington DC (USA)

RELACIONES ENTRE LA MINERALOGÍA, pHs DE ABRASIÓN Y DE RESERVA EN BASES RELACIONADOS CON LAS TASAS DE ALTERACIÓN EN SUELOS DE LA MANCHA

P. Conde¹, J.A. Martín Rubí¹, R. Jiménez Ballesta²

(1) Instituto Geológico y Minero de España. Área laboratorios. Unidad de Geología y Geofísica. Tres Cantos, 28760 Madrid. pconde@igme.es; ja.martin@igme.es

(2) Drº Geología y Geoquímica. Universidad Autónoma de Madrid 28049 Madrid. raimundo.jimenez@uam.es

INTRODUCCIÓN

El conocimiento de la capacidad que tienen los suelos para suministrar bases que amortigüen los efectos acidificantes, susceptibles de incorporarse en un momento dado en ellos, puede abordarse desde diferentes puntos, pero básicamente se pueden considerar dos:

- Conocimiento del ritmo inmediato por el que el suelo es capaz de amortiguar las adiciones ácidas (a corto plazo).
- Conocimiento del ritmo no inmediato (a largo plazo) de dicha capacidad.

La caracterización de los contenidos totales en bases, así como la mineralogía, ayudan a conocer la fuente que puede suministrar bases, ya que en las redes cristalinas de los minerales es dónde se pueden encontrar a largo plazo. Mientras que a corto plazo, son el pH de abrasión o las bases obtenidas en sus extractos de determinación los que suponen un criterio. En el presente trabajo se aborda la medida de estos parámetros en varios suelos representativos de La Mancha, como método aproximativo de reconocimiento del nivel de bases con capacidad de amortiguar potenciales aportes contaminantes ácidos.

MATERIAL Y MÉTODOS

El número de muestras total analizado es de 33, corresponde a 11 perfiles de suelos. Se realizaron los siguientes análisis:

1. Análisis cuantitativo y cualitativo de la composición mineral de los suelos de La Mancha, mediante estudio por DRX, sobre muestra total y fracción arcilla, con un difractómetro PHILIPS 1700PW, con cátodo de cobre.
2. Medida de los pHs de abrasión de dichas muestras, mediante el método propuesto por Ferrari y Magaldi (1983). En los extractos para la obtención de estos pHs de abrasión se determinan las bases elementales.
3. Medida de la composición química elemental de bases, (se determinaron por fluorescencia de rayos X).

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La mineralogía presente en estos suelos está relacionada con la composición de los materiales litológicos de partida, de tal modo que existe una clara litodependencia; es decir a pesar de que existen cambios desde la roca a los suelos, gran parte de la misma es heredada. La abundancia de feldespatos y micas señala estadios incipientes de evolución o de conservación. Los pHs de abrasión están relacionados fundamentalmente con materiales carbonatados, reflejando la disponibilidad de calcio en el extracto acuoso y en total (obtenido por FRX). Así el pH de abrasión puede utilizarse como medida de la disponibilidad en bases.

Por otra parte, se establece un claro gradiente en los parámetros medidos, de forma que los contenidos totales en bases (obtenidos por FRX) supera en gran medida a los contenidos en bases obtenidos en los extractos de los pHs de abrasión. Por lo que finalmente se podría investigar una formulación matemática que pudiera servir como criterio o índice de calidad de suelos en un escenario hipotético de acidificación contaminante.

BIBLIOGRAFÍA

- Ferrari, G.A. y Magaldi, D. (1983) Degree of soil weathering as determined by abrasión pH: applications in soil study and in paleopedology, *Pedologie*, 33, 93-104.

ESTUDIO DE LOS MACRO Y MICRO-AGREGADOS DE UN SUELO FORESTAL MEDITERRÁNEO TRAS INCENDIOS DE DIFERENTES INTENSIDADES

J. Campo¹, V. Andreu, E. Gimeno-García, O. González-Pelayo, J.L. Rubio

Centro de Investigaciones sobre Desertificación – CIDE (CSIC, UV, GV), Camí de la Marjal, s/n, Albal, 46470 Valencia, Spain. Correo electrónico: ¹julian.campo@uv.es

INTRODUCCIÓN

Los efectos de los incendios forestales sobre el suelo, se relacionan directamente con las temperaturas alcanzadas y su tiempo de permanencia, las cuales pueden provocar diferente grado de alteración de sus propiedades físicas, químicas, mineralógicas y biológicas. La degradación física del suelo implica un deterioro de su estructura, que afecta a sus dos aspectos principales: agregación y porosidad. Esto conlleva cambios en el papel del suelo como regulador del ciclo hidrológico a través del proceso de infiltración y, como consecuencia, aumentos de los procesos de erosión (Campo et al., 2006). El objetivo de este trabajo es analizar cómo la intensidad del fuego afecta a la estabilidad de los macro y micro-agregados y a la distribución del tamaño de partículas de un suelo forestal mediterráneo.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se ha desarrollado en la Estación Experimental Permanente de Campo de La Concordia. El suelo es un Leptosol rendzínico (FAO-UNESCO, 1988) desarrollado sobre calizas Jurásicas. Una descripción detallada de la zona de estudio y del diseño experimental se encuentra en Rubio et al. (2003). En 1995, tres parcelas se quemaron con alta intensidad (T1), tres con moderada intensidad (T2) y tres se dejaron sin quemar (T3). De cada parcela se tomaron cuatro muestras de suelo (0-5 cm), 36 en total, antes del fuego, inmediatamente después, un mes y cuatro meses después de éste. Las muestras se tamizaron manualmente y se separaron en las fracciones: (i) macro-agregados (Ma) en mm: 2-1, 1-0.5, 0.5-0.25 (ii) micro-agregados (ma) en mm: 0.25-0.1, 0.1-0.05 y <0.05. La estabilidad de los Ma se determinó por tamizado en húmedo. La distribución de los ma por tamaños (<50 μm) y su estabilidad en agua se midieron con el Sistema de Análisis de Partículas Sedigraph 5100®.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Antes del fuego, el suelo de las parcelas se caracterizaba por la mayor presencia de agregados de la fracción 2-1 mm y por la poca diferencia en la estabilidad de los Ma entre tratamientos (~26%). La mayoría de ma se concentra en 32-4 μm y, a medida que disminuye el diámetro

de éstos, aumenta su estabilidad (el mayor porcentaje de partículas estables se concentra en la fracción $<1\ \mu\text{m}$). Inmediatamente después del fuego, aumenta la estabilidad de los Ma, aunque las diferencias entre tratamientos no son estadísticamente significativas. El mayor incremento se observa en T1 ($\sim 31\%$), posiblemente por endurecimiento de los agregados debido a cambios en el entramado de las capas de arcilla o en los cristales de los óxidos de hierro a temperaturas $>220^\circ\text{C}$, o a una posible re-agregación de las partículas tamaño arcilla en tamaños limo y arena. Un mes después, la estabilidad de los Ma de los suelos quemados alcanza sus máximos valores ($\sim 37\%$) con diferencias estadísticamente significativas respecto a antes del fuego. Comparando ambos períodos, el porcentaje en masa de las fracciones $1-0.5\ \text{mm}$ y $<0.05\ \text{mm}$ disminuyó, al contrario que para las fracciones $0.5-0.05\ \text{mm}$ en las que aumenta, confirmándose la posible re-agregación ya descrita. El efecto del fuego sólo produce cambios significativos en algunas fracciones de ma para T2. Los cambios más importantes en la estabilidad de los ma se dan en T1 (aumenta significativamente para $<1\ \mu\text{m}$).

Cuatro meses después del fuego, en los suelos quemados disminuye la estabilidad de los Ma ($\sim 34\%$), aunque sigue siendo mayor que antes del fuego, y el porcentaje en masa de los agregados $2-1\ \text{mm}$, que podría favorecer el incremento de las fracciones $0.5-0.05\ \text{mm}$. Las lluvias erosivas de comienzos del otoño causaron, posiblemente, la rotura de los agregados menos estables aumentando los de menores tamaños, aunque su efecto en la distribución de los ma no es tan claro. Se determinó una disminución significativa en la estabilidad de los ma $8-4\ \mu\text{m}$ para todos los tratamientos, con la mayoría de partículas en $<0.3\ \mu\text{m}$.

CONCLUSIONES

El fuego produjo un incremento de la estabilidad de los macro-agregados aunque no estadísticamente significativo. Igualmente, aumentó el porcentaje en masa de los agregados $0.5-0.05\ \text{mm}$ que pudo ocasionar un aumento de la capacidad de retención de agua. Dicho aumento, junto con el incremento de los micro-agregados $50-4\ \mu\text{m}$, se puede considerar como una mejora, al menos temporal, en la estructura de estos suelos. Sin embargo, al degradarse la cobertura vegetal el efecto erosivo de las lluvias del otoño fue mayor, como queda demostrado con la disminución del porcentaje de macro-agregados y de su estabilidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Campo, J., Andreu, V., Gimeno-García, E., González, O., Rubio, J.L., 2006. Occurrence of soil erosion after repeated experimental fires in a Mediterranean environment. *Geomorphology*, 82 (3-4): 376-387.
- Rubio, J.L., Andreu, V., Gimeno-García, E., 2003. Diseño y funcionamiento de una estación experimental para el estudio del efecto de los incendios forestales sobre el suelo, los procesos erosivos y la vegetación. In: Grupo TRAGSA (Editors), *La ingeniería en los procesos de desertificación*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, pp. 250-274.

LA EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD A LA DEGRADACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO POR USO GANADERO

R. Blanco Sepúlveda

Departamento de Geografía. Universidad de Málaga. Campus de Teatinos, 29071. rblanco@uma.es

INTRODUCCIÓN

La evaluación de suelos para uso ganadero se ha preocupado, hasta el momento, por determinar la capacidad de carga ganadera del territorio mediante la estimación de la capacidad sustentadora de la vegetación. Dentro de esta temática de trabajo se puede distinguir un segundo enfoque, que analiza la vulnerabilidad de suelos a la degradación por uso ganadero. Los trabajos realizados hasta el momento, se han preocupado más por poner de manifiesto los impactos ganaderos sobre el suelo que de sugerir soluciones y propuestas concretas de mejora de la gestión. Debido a estas carencias, se ofrece en este trabajo una metodología de evaluación de suelos para uso ganadero de los espacios montañosos que permite ajustar la carga ganadera a la capacidad de amortiguación de los suelos a la degradación de sus propiedades físicas. Por este motivo, se puede considerar que este segundo enfoque de evaluación es complementario del primero.

MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología de trabajo que se ha seguido para diseñar el sistema de evaluación consta de dos fases. En la primera, se aborda de forma paralela el análisis del medio físico y de la gestión de la explotación ganadera. En el primer caso, el objetivo es realizar el mapa de suelos a nivel de fase, en función de los parámetros del medio físico que influyen sobre las propiedades físicas del suelo. De todas las variables contempladas y después del análisis factorial realizado se seleccionaron como factores de diagnóstico, el carbonato cálcico, textura, estructura, cobertura vegetal herbácea, exposición de ladera y pendiente (Blanco, 2000). En el segundo caso, se realiza el mapa de cargas ganaderas acumuladas, a partir de la observación de los itinerarios del ganado en pastoreo. Se ha utilizado el concepto carga ganadera acumulada (Blanco, 2004b) para determinar la intensidad de uso del ganado sobre el suelo.

La segunda fase de trabajo se inicia con una síntesis cartográfica de los dos mapas realizados en la primera fase, obteniéndose un mapa de suelos a nivel de fase, cuyas unidades están diferenciadas por la carga ganadera acumulada a que se ven sometidas. Este documento ha servido de base para el muestreo de las propiedades físicas del suelo: densidad aparente (Henin et al., 1972), porosidad (Guitián y Carballas, 1976), estabilidad estructural (Henin et al., 1972), capacidad de campo (Cassel y Nielsen, 1986) y capacidad de infiltración (Bouwer, 1986). Los resultados se han sometido a un análisis factorial utilizando el paquete estadístico SPSS 11.5.

La metodología de evaluación se ha aplicado de forma experimental en una explotación ganadera piloto, que se encuentra situada en los Montes de Málaga (Málaga, España).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos indican que los factores de diagnóstico, exposición, carbonato cálcico y, en menor medida, cobertura herbácea son los más significativos para evaluar el suelo para uso ganadero (Blanco, 2000, 2004a). A partir de estos resultados se ha establecido un intervalo de carga ganadera acumulada óptima para cada una de las fases de suelos que constituyen la explotación ganadera (cuadro 1).

CUADRO 1. CARGA GANADERA ACUMULADA ÓPTIMA DE LAS UNIDADES TERRITORIALES

UNIDADES DEL TERRITORIO	CARGA GANADERA ACUMULADA ÓPTIMA (nº animales/ha/año)
1. Unidades de cumbre no calcáreas (cobertura herbácea <25%) y unidades de ladera no calcáreas con exposición Norte y Sur (cobertura herbácea <10%)	Muy baja (<100)
2. Unidades de ladera no calcáreas con exposición Este y Oeste y unidades de cumbre (cobertura herbácea >25%)	Baja (100-500)
3. Unidades de ladera calcáreas (todas las exposiciones) y unidades de ladera no calcáreas con exposición Norte (cobertura herbácea >10%)	Moderada (500-1000)

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos han permitido valorar los factores de diagnóstico en función de su aptitud para evaluar el suelo para el uso ganadero, así como la respuesta de estas propiedades a las variaciones de carga ganadera. La comprensión de todas estas relaciones ha hecho posible estimar los intervalos de carga ganadera acumulada óptimos de cada una de las unidades de suelos de la explotación ganadera, lo que ha permitido realizar una adecuada planificación pecuaria de la zona de estudio. Sin embargo, debido a la diversidad de características ambientales de los escenarios susceptibles de ser explotados en régimen ganadero extensivo y a la diversidad de cabañas ganaderas que se explotan bajo este sistema, se hace necesario llevar la metodología expuesta, no sólo a otros escenarios montañosos sino también a otros tipos de cabañas ganaderas que practiquen un sistema de explotación ligado al medio.

BIBLIOGRAFÍA

- Blanco, R. (2000). Propuesta metodológica para la aplicación del análisis de las propiedades físicas edáficas a la evaluación del suelo para usos ganaderos. Tesis Doctoral. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Málaga.
- Blanco, R. (2004a). Land evaluation for extensive grazing by Estimating Soil Vulnerability to Degradation: A Case Study in a Goat Farm in Southern Spain. p. 365-376. In: Sustainability of Agro-Silvo-Pastoral Systems. Schnabel S., Ferreira A. (ed.) Advances in GeoEcology. 37. Catena Verlag.
- Blanco, R. (2004b). El tratamiento del concepto “Carga Ganadera” en los sistemas de evaluación de suelos para uso ganadero. Estudios Geogr. 254: 143-150.
- Bouwer, H. (1986). Intake rate: cylinder infiltrometer. In: Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods. Page, A.L.; Miller, R.H. y Keeney, D.R. (ed.). Second Edition. Agronomy

9. Madison. Wisconsin, USA, 825-844.

- Cassel, D.K. y Nielsen, D.R. (1986). Field capacity and available water capacity. In: Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods. Page, A.L.; Miller, R.H. y Keeney, D.R. (ed.). Second Edition. Agronomy 9. Madison. Wisconsin, USA, 901-926.

- Guitián, F. y Carballas, T. (1976). Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro, Santiago de Compostela.

- Henin, S., Gras, R. y Monnier, G. (1972). El perfil cultural. El estado físico del suelo y sus consecuencias agronómicas. Mundi-Prensa, Madrid.

INFLUENCIA DE LA ROTURACIÓN Y EROSIÓN DEL SUELO EN LA DISTRIBUCIÓN DE LA VEGETACIÓN POTENCIAL EN EL SURESTE DE LA PROVINCIA DE LEÓN

E. de Paz Canuria¹, E. Alonso Herrero², A. Penas Merino³, M.E. García González⁴

^{1,3,4} *Universidad de León. Dpto. Biodiversidad y Gestión Ambiental. Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales. Campus de Vegazana, s/n. 24071, León. elena.depaz@unileon.es, angel.penas@unileon.es, megarg@unileon.es*

² *Universidad de León. Dpto. Ingeniería y Ciencias Agrarias. Escuela Superior y Técnica de Ingeniería Agraria. Avda. Portugal, 41. 24071, León. ealoh@unileon.es*

INTRODUCCIÓN

Se han estudiado las relaciones existentes entre los principales parámetros que caracterizan los suelos y las comunidades vegetales que se desarrollan sobre ellos, en el sector biogeográfico Castellano Duriense de la provincia de León. Se trata de conocer la evolución del paisaje vegetal frente a la variación o implantación de los diferentes usos del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se han levantado 50 perfiles de suelo y descrito y muestreado un total de 205 horizontes, de los que se han determinado los siguientes parámetros: pH, carbonatos, materia orgánica, nitrógeno, color, textura, elementos gruesos, cationes de cambio (Ca^{++} , Mg^{++} , K^{+} y Na^{+}), fósforo y conductividad eléctrica. Además, utilizando la metodología fitosociológica clásica, se han levantado los inventarios de vegetación correspondientes para determinar las comunidades vegetales presentes en la zona.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A los datos edáficos se les ha aplicado las técnicas de análisis en componentes principales. Las variables consideradas han sido: altura, pendiente, exposición, espesor y pH del *solum*, carbonatos del horizonte A, del *solum* y del perfil, materia orgánica, nitrógeno y relación carbono/nitrógeno del horizonte A, elementos gruesos, arena, arcilla y conductividad eléctrica del *solum*. Su elección responde al criterio de ser las más susceptibles de proporcionar mayor significación para relacionar los suelos con la vegetación.

En el diagrama de saturaciones de factor se observa que el componente 1 se encuentra bajo la influencia directa de la existencia de carbonatos, ya que presentan las cargas positivas más elevadas (factor roca madre carbonatada - roca madre siliciclástica). El componente 2 presenta cargas positivas que responden al mayor contenido en materia orgánica y se le ha denominado factor roturación, puesto que, en esta zona, la actividad agraria que se desarrolla es especialmente intensa y conlleva pérdida de materia orgánica además de una fuerte erosión.

A partir del diagrama de casos se ha confeccionado el “diagrama de asignación de vegetación potencial a los perfiles de suelo” estableciendo la equivalencia de los perfiles con la vegetación

potencial. Cuando se considera el denominado factor de roturación, se observa que la serie de los encinares basófilos, *Junipero thuriferae-Quercro rotundifoliae* S. es la más abundante en el territorio y, más que la etapa climácica, se encuentran las etapas subseriales correspondientes a aulagares, aulagar-jarales, tomillares, tomillar-praderas y majadales. Se aprecia que los quejigares se sitúan con carga positiva en relación al componente 2, es decir sobre suelos no roturados y con mayor porcentaje de materia orgánica, tal como corresponde a este tipo de bosques.

Rivas Goday & al. (1951) ya señalaban la dificultad para establecer una vegetación clímax real, puesto que no es fácil encontrar en Europa un área dónde no haya actuado la mano del hombre. Por ello son frecuentes las comunidades subseriales. Huguet del Villar (1929) también aludía a la dificultad que supone el avance hacia la clímax cuando ha sido destruido el monte primitivo y roturado el suelo, concretamente en las zonas de arcillas margosas y margas miocénicas de la Cuenca del Duero.

CONCLUSIONES

En el sureste provincial se puede considerar que la vegetación correspondiente a la serie climatófila mesosupramediterránea del quejigo (*Cephalanthero rubrae-Querceto fagineae* S.) existía en el territorio en mayor extensión; sin embargo, actualmente, si desapareciera la presión antrópica y se consiguiera recuperar la vegetación clímax, ésta respondería a la serie de los encinares supramediterráneos basófilos de *Junipero thuriferae-Quercro rotundifoliae* S. Debido, fundamentalmente, a la acción antrópica, el suelo habría perdido las propiedades que precisa el desarrollo del bosque inicial ya que los quejigos requieren una mayor humedad y materia orgánica en el suelo, por lo que se facilitaría la instauración de una vegetación esclerófila en consonancia con las nuevas características del suelo. Se puede concluir que la vegetación ancestral no coincidiría con la vegetación potencial actual.

BIBLIOGRAFÍA

- Huguet del Villar, E. (1929). Geobotánica. Ed. Labor. Barcelona. 339 pp.
- Rivas Goday, S., Fernández-Galiano, E. (1951). Preclímax y postclímax de origen edáfico. Anales Inst. Bot. Cavanilles 10(1): 455-514.

MICROMORFOLOGÍA: TOMA Y TRATAMIENTO DE IMÁGENES DIGITALES Y SU POSTERIOR ANÁLISIS PARA EL ESTUDIO DE LA POROSIDAD

C. García-Gutiérrez¹, F. San José¹

¹ *Dpto. Matemática Aplicada a la Ing. Agronómica. E.T.S.I. Agrónomos. Av. Complutense s/n 28040 Madrid. Universidad Politécnica de Madrid. carlos.garciagutierrez@upm.es*

INTRODUCCIÓN

La porosidad del suelo está íntimamente relacionada con los procesos que tienen lugar en él, como el transporte y retención de agua, solutos y gases. La micromorfología proporciona información relevante de estos procesos a través del análisis de la estructura microscópica del suelo y de la porosidad. Un procedimiento habitual utiliza muestras inalteradas de suelos de las cuales se obtienen imágenes mediante diferentes técnicas (escáneres con diferentes tipos de luz, videocámaras fotografía, tomografía de rayos X computerizada, microscopía) que luego serán tratadas y analizadas.

En este trabajo se establece un protocolo para la obtención de imágenes a partir de tabletas de suelo que permiten el estudio de la micro y macroporosidad del suelo mediante el uso de dos técnicas diferentes: la microscopía confocal, para la microporosidad y la fotografía de alta resolución, para la macroporosidad.

La segmentación proporciona imágenes en blanco y negro para su posterior análisis y obtención de datos de distribución de poros. Es un paso crítico para el estudio de las características del suelo (Baveye *et. al*, 1998). La técnica de toma de imágenes empleada en cada caso, y el tratamiento posterior de las imágenes determina el tipo de segmentación que se lleva a cabo.

Finalmente, de las imágenes binarias se obtuvieron datos relativos a la porosidad, y se comprobó su carácter multifractal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras que se usan para este trabajo provienen de diferentes suelos de la Comunidad Autónoma de Madrid. Se tomaron muestras usando cajas Kubiena y luego se prepararon las tabletas de suelo con una resina impregnada con el compuesto fluorescente UVITEX. El tamaño de las tabletas varía entre 4,5 x 5 cm y 5 x 8 cm. El grosor de las tabletas es de medio centímetro aproximadamente.

Se tomaron imágenes de las tabletas usando una cámara fotográfica Hasselblad y 2 lámparas de luz ultravioleta para la fluorescencia. Cada negativo tenía un tamaño de 6 cm x 6 cm, que luego fueron escaneados para la digitalización de las imágenes. También se usó un microscopio

confocal motorizado Leica SP2 con el objetivo de 40 aumentos. Cada imagen consta de varios planos y se hizo la proyección máxima de todos ellos para obtener una única imagen.

Para la segmentación se usó el programa informático Matrox Inspector (Matrox Imaging). El procedimiento de segmentación de Moran et. al (1989) fue utilizado para las imágenes de la cámara fotográfica; las características de la microscopia confocal facilitaron la obtención de imágenes de mayor calidad y fáciles de segmentar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las imágenes obtenidas con el microscopio confocal son cuadradas con un área de 14,0625 mm². La resolución es de 0,732 μm /píxel. Los poros observados en estas imágenes tienen diámetros que varían entre $\Phi=3,62\mu\text{m}$ y 161,98 μm . Esto comprende a los poros de almacenamiento y parte de la macroporosidad.

Con la cámara fotográfica la resolución fue de 15,736 μm /píxel. Los diámetros de los poros que se observan varía entre $\Phi=39,72\mu\text{m}$ hasta 1776,34 μm , el mayor. Esta franja aborda parte de los poros de almacenamiento y gran parte de la macroporosidad. Al ser solapantes los intervalos de porosidad, las técnicas son complementarias.

CONCLUSIONES

En este trabajo se establece un protocolo para el estudio de la porosidad mediante el análisis de imágenes obtenidas con un microscopio confocal y una cámara fotográfica a partir de muestras inalteradas de suelo. Los datos de porosidad obtenidos con las dos técnicas son complementarios, obteniéndose un amplio rango de tamaños de poros. Estos datos pueden ser usados en trabajos posteriores para la explicación y/o modelización de procesos de transporte y retención en el suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Moran, C., McBratney, A., Koppi, A.J. (1989) A rapid method for analysis of soil macropore structure. I. Specimen preparation and digital binary image production. Soil Sci. Soc. Am. J. 53, 921-928.
- Baveye, P., Boast, C., Ogawa, S., Parlange, J-Y., Steenhuis, T. (1998) Influence of image resolution and thresholding on the apparent mass fractal characteristics of preferential flow patterns in field soils. Water Resources Research 34 (11) 2783-2796.

EFFECTO DE LA COBERTURA VEGETAL SOBRE LA ESCORRENTÍA Y LA EROSIÓN DEL SUELO BAJO LLUVIA SIMULADA

L. Martínez-Zavala, A. Jordán, I.A. Gómez, M.J. Romero, N. Bellinfante

Institución Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola (Universidad de Sevilla). lorena@us.es

INTRODUCCIÓN

El propósito principal del presente trabajo es el estudio de la erodibilidad de los suelos sobre materiales metamórficos ácidos de Sierra Morena. Para ello se ha realizado el estudio de la erosión del suelo mediante ensayos de simulación de lluvia.

Los suelos desarrollados sobre materiales ácidos de origen metamórfico de Sierra Morena (como cuarcitas, pizarras y otros materiales semejantes) están afectados por procesos de erosión severos (Martínez-Zavala et al., 2000; Martínez-Zavala, 2001). Una gran parte de estos suelos están dedicados a dehesas y bosques más o menos densos de encinar y pinar con un uso silvopastoral. El tipo de uso y manejo del suelo puede afectar a las propiedades físicas, como la densidad aparente, la retención de agua o la conductividad eléctrica (Horton et al., 1994). Por esta razón, se han investigado las diferencias entre los ensayos realizados bajo distintos tipos de uso.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 34 ensayos en suelos de la Sierra de Aracena (Huelva) y Sierra Norte de Sevilla. Los ensayos se realizaron con un simulador portátil de Eijkelpkamp (Eijkelpkamp Agrisearch Equipment). La velocidad de descarga se estableció en 375 ml mn⁻¹. En cada punto se anotó el tipo de sustrato litológico y el tipo de vegetación dominante (encinar, pinar o matorral), y se realizaron dos ensayos: el primero, conservando la cobertura de residuos (PSV); y el segundo dejando la superficie desnuda (PSS). En todos los casos, se determinó una pendiente entre el 3 y el 8%. Posteriormente se realizaron análisis físico-químico de las muestras.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el ensayo PSS la pérdida media de sedimentos fue de 49,75 g m⁻². El rango de valores, sin embargo, fue muy amplio: desde 1,30 hasta 280,02 g m⁻² (des. est.: 57,24). El 80% de los valores obtenidos fueron inferiores a 10 g m⁻². En el ensayo PSV se determinó una pérdida media de sedimentos de 6,14 g m⁻², en un rango más estrecho (1,20 – 30,51 g m⁻²; desv. est.: 6,66). El promedio de pérdida de suelo es claramente superior en el caso del ensayo PSS ($t=4,41$; $p<0,001$). Como en este caso, los experimentos realizados por Mostaghimi et al. (1988) sobre suelos francolimosos mostraron un fuerte descenso de la escorrentía y la pérdida de suelo ante los incrementos del nivel de residuos y hojarasca en la superficie del suelo. Los valores de PSS

mostraron una correlación significativa ($r=-0,44$; $p<0,05$) con la proporción de carbono orgánico, pero no mostraron correlaciones elevadas ni significativas con otros parámetros. Los valores obtenidos de PSV sí mostraron relaciones significativas ($p<0,05$) con la proporción de gravas ($r=-0,53$), arcilla ($r=-0,40$), arena ($r=0,41$) y la conductividad hidráulica saturada ($r=0,45$). Con respecto al tipo de vegetación existente también se obtuvieron diferencias significativas. En los ensayos PSS, las mayores pérdidas se produjeron en el suelo con matorral con $119,10 \text{ g m}^{-2}$ de media, seguido del pinar con $50,77$ y por último encinar con $37,38 \text{ g m}^{-2}$. Con respecto a los ensayos de tipo PSV, las pérdidas mayores se produjeron en el suelo con encinar con una media de $6,40 \text{ g m}^{-2}$, seguido de matorral y encinar con medias de $5,85$ y $5,47 \text{ g m}^{-2}$ respectivamente.

CONCLUSIONES

Los resultados muestran la fuerte influencia de la cubierta de hojarasca y residuos frente a la erosión hídrica. La pérdida de suelo resultó claramente superior en los ensayos donde se eliminó la cubierta de hojarasca y residuos de la superficie del suelo.

En cuanto a la influencia del tipo de vegetación, en los ensayos PSV, no se han observado diferencias significativas entre tipos de vegetación. Sin embargo, con la retirada de la hojarasca sí se obtienen resultados diferentes, mostrando una mayor protección del encinar frente al matorral, más vulnerable.

BIBLIOGRAFÍA

- Horton R., Ankeny M.D., Allmaras R.R: (1994). Effects of compaction on soil hydraulic properties. En: Soil Compaction in Crop Production. Soane B.D., van Ouwerkerk C. (Eds.). Elsevier. Ámsterdam. Pp: 141–166.
- Martínez-Zavala L. (2001). Análisis Territorial de la Comarca del Andévalo Occidental: una Aproximación desde el Medio Físico. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Martínez-Zavala L., Bellinfante N., Jordán A., & Paneque G. (2000). Evaluation of the erosion risk in Andévalo (SW Spain): an approach to semi-detailed erosion mapping. En: Man and Soil at the Third Millenium; III International Congress of the ESSC. Rubio J.L., Asins S., Andreu V., de Paz J., Gimeno E. (Eds.). Valencia, 284 pp.
- Mostaghimi S., Diílla T.A., Shanholtz V.O. (1988). Influence of tillage systems and residue levels on runoff, sediment, and phosphorus losses. Transactions of the ASAE 31:128–132.

USO DE UNIDADES FISIO-HIDROLÓGICAS EN LA MONITORIZACIÓN DE LA HUMEDAD DEL SUELO CON SMOS

C. Millán-Scheiding¹, C. Antolín¹, A. Cano², E. López-Baeza²

¹ *Centro de Investigaciones sobre Desertificación. crismis@postal.uv.es*

² *Grupo de Climatología desde Satélites. Facultad de Físicas. Ernesto.Lopez@uv.es*

INTRODUCCIÓN

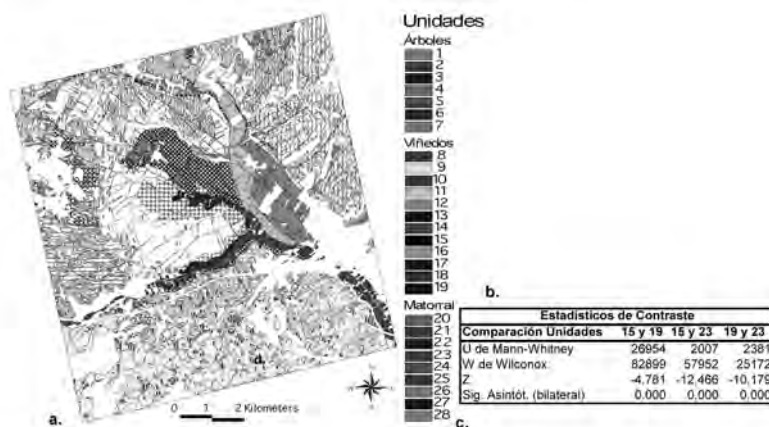
La evolución espacio temporal de la humedad del suelo es de vital importancia para los modelos climáticos y para la monitorización de la hidrología y la vegetación, resultando muy útiles las cartografías de humedad del suelo en estudios de cambio global y de desertificación (1).

La Agencia Espacial Europea ha creado la misión espacial SMOS (Soil Moisture and Ocean Salinity) cuyo objetivo, entre otros, es observar la humedad del suelo sobre los continentes para ser usada en estudios globales de tipo climático. Es necesario validar el píxel aportado por tele-detección con numerosos y bien distribuidos puntos de muestreo en el terreno. El objetivo principal de este trabajo es la obtención de un procedimiento metodológico de muestreo que utilice una subdivisión del paisaje en unidades ambientales relacionadas con la variación espacial de la humedad en la hipótesis de que dos o más unidades ambientales homogéneas tendrán una respuesta hidrológica similar. La validación de esta hipótesis permitirá elaborar un mapa de humedad de una zona optimizando el número de puntos de muestreo en la calibración–validación de SMOS.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estableció un píxel de 100 km² en el altiplano de Utiel-Requena (Valencia), de clima semiárido y uso mayoritariamente vitivinícola. En un entorno GIS (ArcGIS 9.1) se realizó un mapa con la información integrada de su geología, litología, altura y pendiente, tipo de suelo y cubierta del territorio (3), para obtener un mapa de unidades Físio-Hidrológicas, que constituyen entidades heterogéneamente estructuradas que presentan un cierto grado de uniformidad interna en cuanto a los parámetros hidrológicos, y en las que la dinámica de estos procesos dentro de una unidad debe ser mínima en comparación con la de otras unidades (4). Se seleccionaron las unidades mejor representadas del área de estudio (dos de viñedo y una de matorral) y se procedió al estudio en detalle de la humedad del suelo (con sondas Theta tipo ML2X: Delta T Devices, y medidas gravimétricas), textura, densidad aparente, y materia orgánica, utilizando parcelas de 6,5 x 19,20m siguiendo la estructura de los viñedos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN



- a. Mapa de Unidades Fisio-Hidrológicas resultante de la integración de factores.
b. Diagrama de cajas con las diferencias entre las unidades de estudio.
c. Resultado del contraste entre la humedad de las unidades 15, 19 y 23.

CONCLUSIONES

La humedad de las Unidades es estadísticamente diferente. De los test empleados se puede concluir que la Unidad más húmeda es la 23 (matorral), seguida de la 19 (viñedo sobre Cambisol calcáreo) y finalmente de la 15 (viñedo sobre Calcisol háplico). Esta aproximación es muy positiva puesto que se han encontrado diferencias entre unidades distintas. Entre parcelas dentro de una misma unidad no se han encontrado diferencias, como se había planteado en la hipótesis del trabajo. Este planteamiento reducirá considerablemente el muestreo de las campañas de calibración/validación, al localizar puntos dentro de las unidades que permitan extrapolar la humedad al resto de la unidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Flügel W.A., Märker M., Moretti S., Rodolfi G., Sidrochuk A. (2003) Integrating geographical information systems, remote sensing, ground truthing and modelling approaches for regional erosion classification of semi-arid catchments in South Africa. *Hydrological Processes*, 17: 929-942.
- Henderson-Sellers A. (1996). Soil moisture: a critical focus for global change studies. *Global and Planetary Change*, 13: 3-9.
- Mohanty B.P., Skaggs T.H. (2001). Spatio-temporal evolution and time-stable characteristics of soil moisture within remote sensing footprints with varying soil, slope, and vegetation. *Advances in Water Resources*, 24: 1051-1067.

INFLUENCIA DEL TRATAMIENTO PREVIO SOBRE LA SUPERFICIE ESPECÍFICA DETERMINADA POR ADSORCIÓN DE NITRÓGENO

J. Paz Ferreiro¹, M. Wilson², E. Vidal Vázquez¹, P. Sande Fouz

¹*Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. Zapateira, 15071 Coruña. evidal@udc.es*

²*EEA de Paraná. INTA. mwilson@parana.inta.ar*

INTRODUCCIÓN

La superficie específica (S E) del suelo depende esencialmente del tamaño de las partículas elementales que lo constituyen, así como de su composición mineralógica, y, en menor medida, está relacionada con la forma de dichas partículas. Dicho parámetro proporciona un índice de la reactividad de la superficie y también se considera como una medida independiente y complementaria de la granulometría; con frecuencia presenta correlaciones elevadas con el contenido en materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico. Los métodos químicos más comunes de medida de la superficie específica están basados en la adsorción de gases o en la absorción selectiva de moléculas en suspensiones acuosas de suelo. Con frecuencia se emplean N₂ o H₂O como adsorbentes, pudiendo afectar las condiciones de preparación de la muestra a los resultados. En este trabajo se evalúa la influencia de las condiciones de preparación de la muestra, en particular la temperatura a que se lleva a cabo la degasificación, sobre las isotermas de adsorción de N₂ y la S E.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudiaron 24 muestras, 12 de las cuales procedían del horizonte superficial de un Mollisol y otras 12 de un Vertisol, localizados en la provincia de Entre Ríos (Argentina). La toma de muestra se efectuó en parcelas agrícolas con diferente intensidad de uso del suelo, así como en parcelas a monte. Los suelos estudiados presentaban un amplio rango de contenido en materia orgánica, entre 5,83 y 9,15 % en el Mollisol y entre 4,71 y 6,68% en el Vertisol, con valores medios de 6,60 % y 5,95%, respectivamente. Se compararon dos tratamientos previos diferentes:

a) secado lento bajo la acción de gel de sílice y degasificación a temperatura ambiente durante 36 horas.

b) Degasificación a 170°C durante 10 horas.

La determinación de las isotermas de adsorción de N₂ se llevó a cabo mediante un equipo Sorptmatic (Thermaquest). El cálculo de la superficie específica se efectuó mediante el clásico método conocido como BET (Brunauer, Emmett and Teller, 1938).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El valor de superficie específica de todas las muestras estudiadas fue más elevado cuando la degasificación se efectuaba a 170° C, sin tratamiento previo con gel de sílice. Considerando las 24 muestras estudiadas el coeficiente de correlación entre los valores de S E medidos por los dos métodos ascendía a R²= 0,788. Prescindiendo de uno de los datos, correspondiente a una muestra

rica en materia orgánica, el valor de R^2 aumenta a 0,994 (Figura 1); en este caso, la pendiente de la recta de regresión no difiere significativamente de la unidad y la ordenada en el origen (3,33 m^2/g) equivale a la diferencia media entre los dos tipos de tratamiento previo.

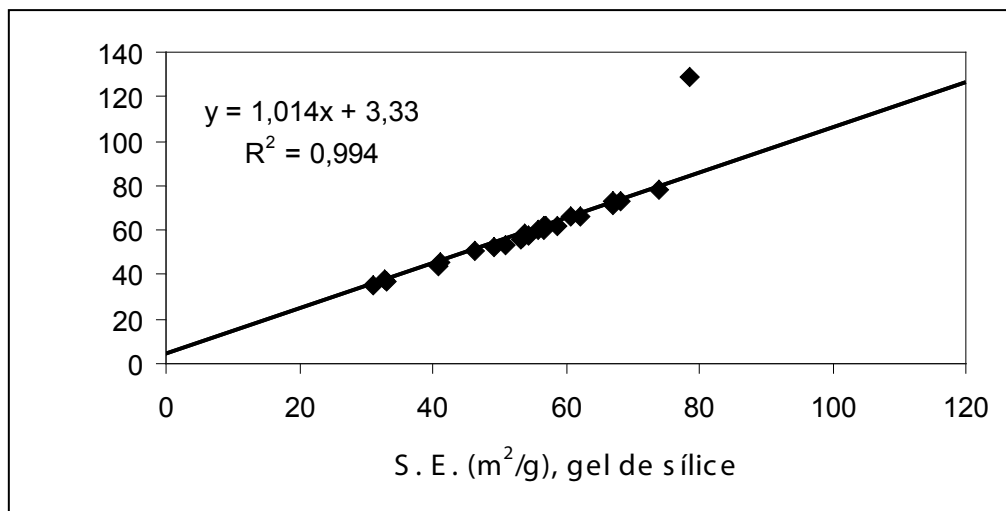


Figura 1.- Relación entre la superficie específica determinada por absorción de N_2 , con degasificación a temperatura ambiente, tras secado con gel de sílice y a 170°C .

La S E media ascendió a a 45,10 m^2/g en el Mollisol y a 63,63 m^2/g en el Vertisol. Estos valores difieren significativamente entre sí y son coherentes con las diferencias de textura y composición mineralógica de los dos suelos. Dentro de cada suelo se pudieron relacionar los valores de S. E. con otras propiedades químicas y físicas.

CONCLUSIONES

Las condiciones térmicas durante la preparación de la muestra afectaron a los valores de superficie específica determinada a partir de isothermas de adsorción de N_2 .

Se obtuvieron diferencias significativas entre la superficie específica de dos tipos de suelos comunes en Entre Ríos (Argentina) del orden de los Vertisoles y Mollisoles.

BIBLIOGRAFÍA

- Brunauer, S., Emmett, P. H. and Teller, E. (1938). Adsorption of gases in multi-molecular layers. J. Am. Chem. Soc. 60: 309-319.

INFLUENCIA DE LA NATURALEZA DEL MATERIAL ORIGINAL EN LAS FORMAS DE COBRE PRESENTES EN SUELOS DE VIÑEDO DE GALICIA

J.M. Queijeiro, D. Blanco-Ward, C. Alvarez

Universidad de Vigo, Facultad de Ciencias de Ourense, As Lagoas s/n 32004 Ourense. jgarcia@uvigo.es

INTRODUCCIÓN

La llegada del oídio en la segunda mitad del siglo XIX que obligó a generalizar los tratamientos periódicos con sales de cobre, tuvo graves consecuencias económicas (encareció notablemente los costes de producción) y medioambientales (el Cu empezó a acumularse en los suelos) en los viñedos del NO de España. Hasta hace algunos años la aplicación intensiva de ese tipo de compuestos, era la única forma eficaz de reducir la incidencia de las enfermedades criptogámicas, por lo que cada año los suelos de viñedo venían recibiendo una cantidad de cobre que oscilaba entre 10 y 15 kg por hectárea. La reiteración de los tratamientos favoreció la acumulación de Cu en el suelo, en donde termina repartiéndose entre las diferentes fracciones, aunque tiende a acumularse en las capas más superficiales y ricas en materia orgánica, con la que forma complejos órgano-metálicos, que limitan su movilidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron 24 suelos de viñedo en el ámbito territorial de la Denominación de Origen Ribeiro (Ourense, NW España), desarrollados a partir de diferentes materiales: 13 en sectores graníticos, 7 en zonas donde predominan los materiales esquistosos y 4 en áreas de vega (sedimentos aluviales). En cada viñedo se recogieron varias muestras de suelo con una sonda Edelman a tres profundidades diferentes: 0-10, 10-30 y >30 cm, que luego se mezclaron.

Además de las determinaciones utilizadas habitualmente para caracterizar los sistemas edáficos, se estudió la distribución de las formas de Al y Fe y su contenido en diferentes formas de Cu, recurriendo a un procedimiento no secuencial en el que se utilizan diferentes extractantes: H₂O ultrapura; KCl 1 M; pirofosfato Na 0.1 M; oxalato amónico-ácido oxálico 0.2 M pH 3.0; oxalato amónico-ácido oxálico 0.2 M + ácido ascórbico 0.1 M pH 3.25. El Cu total se liberó por digestión ácida en microondas. El Cu presente en los diferentes extractos, se determinó por espectrometría de absorción atómica de llama.

El protocolo de extracción permite diferenciar el reparto del Cu en las diferentes fracciones del suelo: Cu soluble en agua, intercambiable, unido a la materia orgánica, asociado a compuestos amorfos o cristalinos de Fe y Al, además del Cu residual.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las muestras de suelo de los viñedos estudiados (Tabla), presentan contenidos en cobre total (promedio > 251 mg de Cu total kg^{-1} de suelo), que rebasan ampliamente el límite de 50 mg por kg de suelo, publicado por la UE para suelos ácidos

Tabla.- Promedios correspondientes a las diferentes fracciones de Cu (mg kg^{-1})									
Mat.	Prof (cm)	Cu _W	Cu _C	Cu _{MO}	Cu _{AM}	Cu _{CR}	Cu _{RD}	Cu _{BI}	Cu _T
Gra.	<10	1	36	136	23	24	59	103	271
	10-30	1	29	121	28	14	66	92	255
	>30	2	20	135	19	15	66	95	251
Esq.	<10	1	19	159	28	15	62	109	284
	10-30	1	27	147	21	12	66	113	274
	>30	2	22	140	22	15	57	102	257
Sed.	<10	2	13	188	15	20	62	90	298
	10-30	2	5	163	13	27	52	78	261
	>30	2	3	140	9	37	27	66	217
TOTAL	<10	1	29	148	23	22	60	102	278
	10-30	1	25	133	24	16	64	94	260
	>30	2	18	137	18	19	58	92	247

Aunque la fracción correspondiente al Cu es comparativamente pequeña (representa en torno al 10% del Cu total), abunda el Cu biodisponible que por lo general supera el 30% del Cu total), aunque afortunadamente la mayoría de las formas de Cu presentes corresponden a la fracción ligada a la materia orgánica (que casi siempre representa más de la mitad del Cu total).

CONCLUSIONES

El Cu acumulado en los suelos de viñedo de la DO Ribeiro, supera ampliamente los valores de referencia para este metal en suelos ácidos (50 mg kg^{-1}), aunque la mayoría de ese Cu aparece ligado a la materia orgánica. La naturaleza del material original tiene una cierta influencia, en el reparto de ese Cu entre las diferentes fracciones del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- García-Rodeja, E.; Nóvoa-Muñoz, J.C. Pontevedra Pombal, X, Martinez-Cortizas, A. Buurman, P. 2004. Aluminium fractionation through selective dissolution techniques in European volcanic soils. Catena 56:155-183.

VARIABILIDAD TEMPORAL DE LA CAPACIDAD DE RETENCIÓN DE AGUA TRAS UN INCENDIO REPETIDO

O. González-Pelayo, V. Andreu, E. Gimeno-García, J. Campo, J. L. Rubio

CIDE-Centro de Investigaciones Sobre Desertificación. Camí de la Marjal s/n. 46470-Albal (Valencia)

E-mail: oscar.gonzalez.pelayo@uv.es

INTRODUCCIÓN

La recurrencia de incendios en áreas forestales en proceso de recuperación afecta a propiedades hidrológicas del suelo. Los procesos físico y químicos desencadenados por el impacto térmico en la superficie del suelo inciden directamente en la estabilidad de agregados (Andreu et al., 2001), en la capacidad de retención de agua (González-Pelayo et al., 2006), densidad aparente, porosidad, permeabilidad, infiltración (Hubbert et al., 2006) y, por lo tanto, en la generación de escorrentía y en la pérdida de suelo.

El presente trabajo estudia la evolución temporal de la capacidad de retención de agua de un suelo forestal mediterráneo sometido a un incendio repetido ocho años tras el incendio anterior.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se ha desarrollado en las 9 parcelas de erosión de la Estación Experimental Permanente de Campo de “La Concordia” (Rubio et al., 2003). El suelo es un Leptosol rendzínico con textura franco-arenosa. Una descripción detallada de la zona de estudio y del diseño experimental se encuentra en González-Pelayo et al. (2006).

En 1995 se realizaron las primeras quemas experimentales. Se aplicaron dos tratamientos de intensidad de fuego (alta y moderada) con tres parcelas cada uno. Las tres parcelas restantes se mantuvieron inalteradas. En julio de 2003, se realizaron los incendios repetidos que alcanzaron una intensidad baja.

Durante el periodo 2003-2006, se realizaron 9 muestreos de suelo (Tabla 1) de 0-5 cm, con un total de 36 muestras por muestreo (4 por parcela). Se calculó la capacidad de retención de agua (CRA), como la diferencia entre pF 2 y pF 4.2 (Richards, 1947).

RESULTADOS

En los muestreos previos a la quema, no se observan diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos en los valores de CRA (Tabla 1). El segundo incendio produjo una disminución estadísticamente significativa de la CRA (VER-03-DQ), en relación con las parcelas control. Un mes tras el incendio, las parcelas quemadas presentan los máximos valores de CRA de todo el periodo de estudio. En VER-04 y INV-06, se observan diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos de fuego. Tres años después de la quema, los valores de CRA entre tratamientos se igualan, y son similares a los obtenidos en los muestreos anteriores al incendio.

Tabla 1. Capacidad de retención de agua (%) calculada entre pF 2 - pF4.2

Muestreo ^a	Tratamientos ^{b, c}								
	Alta			Moderada			Control		
INV-03	21.3	a	A	21.0	ab	A	20.5	a	A
VER-03-AQ	21.3	a	A	23.2	b	A	22.6	ab	A
VER-03-DQ	23.6	ab	A	22.7	ab	A	25.6	b	B
VER-03-VDQ	26.3	b	AB	26.0	c	B	24.3	ab	A
INV-04	22.0	ab	A	20.5	a	A	21.6	a	A
VER-04	24.2	ab	A	22.1	ab	B	22.4	ab	B
VER-05	21.3	a	A	21.8	ab	A	21.2	a	A
INV-06	21.3	a	A	22.9	b	B	20.4	a	A
VER-06	22.6	ab	A	22.4	ab	A	22.9	a	A

^a Inv, invierno. Ver, verano. AQ, antes de quema. DQ, después de quema. VDQ, un mes después de quema. BP, bajo planta. FP, fuera de planta. Tratamientos de fuego 1995: alta, moderada y control.

^b Diferentes letras mayúsculas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P < 0.05$).

^c Diferentes letras minúsculas en la misma columna indican diferencias estadísticamente significativas entre muestreos ($P < 0.05$).

CONCLUSIÓN

La probable re-agregación de partículas del suelo tras el fuego conlleva una disminución en la relación superficie/volumen de éstas. El agua, en este nuevo espacio poroso, queda retenida a las partículas de suelo con menor fuerza de cohesión, lo que puede implicar su mayor movilidad hacia otros puntos del ecosistema. Los suelos incendiados presentan una mayor variabilidad temporal de la CRA, cuyos máximos valores se han observado un mes después del fuego. La evolución temporal de sus propiedades hidrológicas, junto con la influencia de la regeneración de la vegetación, equipara los valores de CRA entre las parcelas quemadas y control tres años después del incendio.

BIBLIOGRAFÍA

- Andreu, V., Imeson, A.C., and Rubio, J.L. (2001). Temporal changes in soil aggregates and water erosion after a wildfire in a Mediterranean pine forest. *Catena*, 44: 69-84.
- González-Pelayo, O., Andreu, V., Campo, J., Gimeno-García, E., Rubio, J.L. (2006). Hydrological properties of Mediterranean soils burned with different fire intensities. *Catena*, 68(2-3): 186-193.
- 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.
- Richards, L.A. (1947). Pressure-membrane apparatus, construction and use. *Agric Eng.*, 28: 451-454.
- Rubio, J.L., Andreu, V., Gimeno-García, E., 2003. Diseño y funcionamiento de una estación experimental para el estudio del efecto de los incendios forestales sobre el suelo, los procesos erosivos y la vegetación. En: Grupo TRAGSA (Editores), *La ingeniería en los procesos de desertificación*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, pp. 250-274.

ÁREA ELEMENTAL REPRESENTATIVA PARA LA DIMENSIÓN DE ENTROPÍA DE LA POROSIDAD A DISTINTAS ESCALAS

F. San José¹, F. J. Caniego², C. García-Gutiérrez³, R. Espejo⁴

U. Politécnica de Madrid ¹fernando.sanjose@upm.esl ²j.caniego@upm.es ³boneiro@gmail.com

⁴rafael.espejo@upm.es

INTRODUCCIÓN

La noción de volumen elemental representativo (en inglés “representative elementary volume”, REV) fue introducida por Bear (1972) para establecer el vínculo entre el nivel microscópico y el nivel macroscópico en la modelización de los fenómenos de transporte en medios porosos. Corresponde al volumen mínimo que debe tener una muestra de suelo de forma que la correspondiente propiedad medida en él sea independiente de su tamaño. En el análisis de imágenes de tabletas o secciones de bloques de suelo obtenidos con cajas Kubiena, se ha utilizado la noción de área elemental representativa (“representative elementary area”, REA) con el objeto de determinar el área mínima necesaria para medir una propiedad edafológica a través de su distribución en el suelo (VandenBygaart and Protz, 1999). Recientes estudio han puesto de manifiesto la complejidad de ciertas propiedades del suelo así como la posibilidad de utilizar el análisis multifractal para caracterizarlas (Caniego et al. 2003). En este trabajo hemos elegido, entre la variedad de parámetros que proporciona el análisis multifractal, la dimensión de entropía para caracterizar el comportamiento multifractal de la porosidad del suelo. Esta elección está avalada por el significado físico de este parámetro y su interpretación en el ámbito de la geometría fractal y la teoría de la información. El objetivo de este trabajo fue determinar el área elemental representativa de la porosidad a distintas escalas a través de la dimensión de entropía. Se utilizaron secciones de bloques de suelo que fueron fotografiados con una cámara convencional y un microscopio confocal para obtener imágenes digitales. De esta forma se obtuvieron datos para cada sección relativos tanto a la microporosidad como a la macroporosidad.

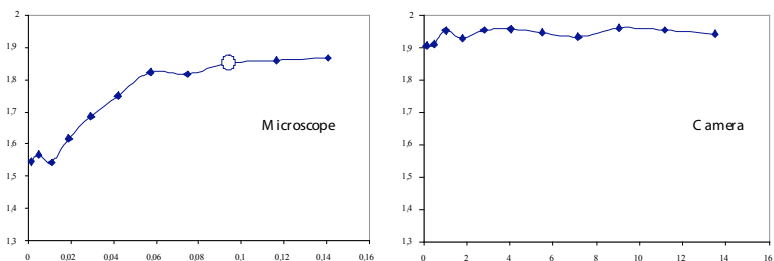
MATERIALES Y MÉTODOS

Para este trabajo se seleccionaron ocho bloques de suelo. Estos bloques fueron recolectados en la sierra de la Comunidad de Madrid en suelos sin cultivar al menos en los últimos cinco años con una pendiente menor del 5%. Los bloques fueron impregnados con resina fluorescente (Murphy 1986). Una vez endurecidos fueron cortados en tabletas de 0,5 cm de espesor de un tamaño que varió entre 4.5 cm × 5 cm y 5 cm × 8 cm. Las imágenes digitales utilizadas en este estudio fueron obtenidas mediante dos procedimientos distintos: un microscopio confocal y una cámara convencional. De esta forma se obtuvo información de la porosidad para diámetros aparentes comprendidos entre 3.62 μm y 161.98 μm , y entre 39.72 μm y 1776.34 μm , respectivamente. Las dieciséis imágenes resultantes tras la segmentación fueron analizadas para determinar el área elemental representativa de los patrones multifractales de la distribución espacial tanto de la microporosidad como de la macroporosidad. Para ello determinamos la variación con la

escala de la dimensión de entropía mediante la construcción de once rectángulos encajados en cada foto con el mismo centro que la imagen completa para los que se obtuvo la correspondiente dimensión de entropía.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las imágenes obtenidas con la microscopía confocal fluorescente correspondientes a la microporosidad dieron lugar a dos regiones diferentes en las gráficas de la variación de la dimensión de entropía con la escala. En las escalas menores del rango de la microporosidad, se ha detectado una región de variación relativamente rápida seguida de una región de variación muy lenta (véase la gráfica de la izquierda que corresponde a una de las muestras utilizadas). Esta segunda región corresponde a valores del coeficiente de variación menores del 20% y ha sido identificada como el dominio del área elemental representativa (el inicio de esta región se indica en la gráfica con un círculo). En contraste con la situación descrita para la microporosidad, en las imágenes de las macroestructuras los coeficientes de variación de la dimensión de entropía con la escala fueron siempre menores de 20% (véase la gráfica de la derecha). De esta forma se puede identificar una región de área elemental representativa para cada muestra que en todos los casos comienza en el dominio de la microporosidad es decir en el rango de escalas accesibles a través de la microscopía confocal fluorescente.



Dimensión de Entropía en función del área (cm²) de los rectángulos encajados en las imágenes con microscopio y cámara de una de las muestras. El círculo indica el inicio de la región de área elemental representativa (REA).

Es de señalar que la media de las dimensiones de entropía de la microporosidad fueron ligeramente inferiores a las medias de la dimensiones de entropía de la macroporosidad. Dos hipótesis pueden ser avanzadas para explicar este fenómeno. La primera podría apuntar hacia la estructura bimodal de la porosidad que ha sido detectada en los estudios sobre el escalamiento fractal de la misma (Anderson et al. 1996). La otra hipótesis estaría en relación con el aumento que experimentan las dimensiones fractales con la resolución (Baveye et al. 1998). Sin embargo, hemos comprobado la carencia de los recursos informáticos que serían necesarios para discernir semejante situación y que comportaría la obtención de imágenes digitales que combinaran la resolución del microscopio confocal con el tamaño que aporta la cámara convencional.

CONCLUSIONES

Nuestro análisis permite localizar el área representativa elemental en el dominio de las microestructuras de la distribución espacial de la porosidad en imágenes bidimensionales de sección de bloques de suelo obtenidas con microscopía confocal fluorescente. Además, este estudio sugiere que el dominio del área representativa elemental también contiene las escalas correspondientes a las macroestructuras analizadas a través de las imágenes obtenidas con fotografía convencional de luz ultravioleta. En consecuencia, las gráficas de la variación de la dimensión de entropía con la escala obtenidas con ambos procedimientos parecen corresponder a una secuencia de dominios de escala consecutivos y parecen indicar que la región del área representativa elemental de la porosidad que comienza en el dominio de la microporosidad se extiende al dominio de la macroporosidad. Los valores medios de las dimensiones de entropía correspondientes a la región del área representativa elemental relativa a la microporosidad fueron mayores que los obtenidos para la macroporosidad. Dos explicaciones se pueden apuntar. Una tendría que ver con el carácter bimodal de la porosidad, la otra con el hecho de que las dimensiones fractales aumentan con la resolución. Hemos constatado que no se dispone de recursos informáticos accesibles que permitan manejar el volumen de información que requeriría discernir semejante situación.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson A.N., McBratney, A.B. and FitzPatrick, E.A. (1996) Soil mass, surface, and spectral fractal dimensions estimated from thin section photographs. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60: 962-969.
- Baveye, P., Boast, C.W., Ogawa, S., Parlange, J.-Y. and Stenhuis, T.: Influence of image resolution and thresholding on the apparent mass fractal characteristics of preferential flow patterns in field soils. *Water Resources Research*, 34, 2783-2796, 1998.
- Bear, J. (1972). *Dynamical of fluids in porous media*. Dover Pub. Inc, New York.
- Caniego, F.J., Martín, M.A. and San José, F. (2003) Rényi dimensions of soil pore size distribution. *Geoderma*, 112, 205-216,
- VandenBygaart, A.J. and Protz, R. (1999). The representative elementary area_REA/in studies of quantitative soil micromorphology. *Geoderma*, 89: 333-346.
- Murphy, C.P.: *Thin section preparation of soils and sediments*. AB Academic Pub., Berkhamsted, UK, 1986.

PLAN DE LUCHA CONTRA LA DESERTIFICACIÓN EN CANARIAS

C.C. Jiménez, J. Neris, J. Fuentes, J.M. Hernández-Moreno

Dpto. de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n, Universidad de La Laguna, 38206, La Laguna, Tenerife, Islas Canarias. cacojime@ull.es

INTRODUCCIÓN

El archipiélago canario en su conjunto tiene un alto riesgo de desertificación, con zonas afectadas de forma irreversible. El objetivo de este trabajo es analizar las principales causas que la generan, zonificar los distintos factores y procesos, y proponer estrategias de actuación en la lucha contra la desertificación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se han identificado y zonificado los principales factores implicados, tanto naturales como antrópicos, completándose con una cartografía general de los principales procesos de degradación de las islas. Para ello se han utilizado las distintas capas de información actualizadas suministradas por Cartográfica de Canarias (GRAFCAN), así como los resultados de los estudios previos desarrollados por el Dpto. de Edafología y Geología de la Universidad de La Laguna y las publicaciones sobre el tema. El riesgo de erosión hídrica se ha evaluado mediante un modelo que integra la pendiente, erosividad, erosionabilidad y cubierta vegetal en formato ráster. Para la zonificación de la salinización-sodificación de la capa arable se ha utilizado el método geoestadístico de cokriging. Se incluyen una serie de medidas a adoptar dependiente de los procesos de degradación predominantes responsable de la desertificación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los principales factores, tanto naturales como antrópicos, que inciden en la desertificación son: climáticos, topográficos, edáficos, crisis de la agricultura tradicional, uso abusivo e indiscriminado de agroquímicos, manejo inadecuado del riego, cambios de uso del suelo, explotación insostenible de los recursos hídricos, generación de residuos domésticos e industriales, pérdida de masa forestal por talas indiscriminadas e incendios, sobrepastoreo, crecimiento de la presión demográfica, actividades turísticas, utilización inapropiada del suelo, cambio climático y la actitud social. Los principales procesos de degradación son la erosión, esencialmente hídrica y los procesos de salinización-sodificación, causados tanto por factores naturales como antrópicos.

El establecimiento de medidas contra la desertificación debe basarse en el análisis de los factores causantes y procesos desencadenantes, teniendo en cuenta que los beneficiarios son la población local del área.

Las propuestas de actuación contemplan proyectos que abarcan distintos ámbitos y sectores, entre otras:

- La actividad agrícola debe racionalizarse, promoviendo los sistemas agrícolas tradicionales, como ejemplos de conservación de suelos y agua, así como un manejo racional de la agricultura

intensiva, por los riesgos que conlleva de contaminación del acuífero y de degradación de suelos.

- Regulación de la ganadería extensiva, ya que el sobrepastoreo no estabulado supone un deterioro de la superficie del suelo por el pisoteo, favoreciendo los procesos de erosión.

- Actividades de restauración de calidad de los ecosistemas mediante la utilización de micorrizas e implantación de cultivos o revegetación con apoyo de aguas depuradas y/o excedentes de aguas desalinizadas.

- Actividades de restauración hidrológica-forestal y de protección contra los incendios.

- Actividades de reciclaje de residuos (aguas depuradas, fomento del reciclaje, reducción y reutilización de los residuos, reducción de las emisiones de gases).

- Ordenación de los recursos hídricos y reducción de la vulnerabilidad de la sociedad frente a la sequía.

- Medidas relacionadas con la capacitación y sensibilización de la población.

CONCLUSIONES

La desertificación es un fenómeno de carácter multisectorial y multidisciplinar, que demanda soluciones integradas, dicha coordinación es requisito esencial para obtener el éxito en su lucha. Además hay que señalar que hay una clara falta de percepción social de las dimensiones y consecuencias del proceso de desertificación, incluyendo las puramente ambientales y también económicas. Es indispensable un cambio en las pautas sociales, despilfarradoras de recursos, hacia conductas más ambientalistas y más activas en defensa del patrimonio natural si queremos conseguir un desarrollo sostenible en Canarias.

Este trabajo ha sido financiado por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias en el marco de los convenios: “Avance del Plan de Lucha contra la Desertificación de Canarias” y “Plan de Lucha contra la Desertificación en Canarias” (2005-2006).

INDICADORES COLORIMÉTRICOS DE DESERTIFICACIÓN Y DEGRADACIÓN DEL SUELO

M. Sánchez-Marañón¹, R. Delgado¹, I. Miralles¹, M. Soriano², R. Ortega²

¹ Dpto. Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada 1. msm@ugr.es 2. rdelgado@ugr.es

² Dpto. Edafología y Química Agrícola, Universidad de Almería 3. msoriano@ual.es 4. rortega@ual.es

INTRODUCCIÓN

El color es un aspecto visual destacado del suelo, dependiente de sus componentes, propiedades y régimen de humedad y temperatura, por lo que usualmente se emplea como indicador edafogenético (Bigham and Ciolkosz, 1993). El color de los suelos (semi)áridos es de tonos ocres, luminosos y poco cromáticos (Post et al., 1994). Nosotros investigamos la conexión entre el color de estos suelos y el estado de degradación que reflejan sus características taxonómicas y cartográficas. Las pautas colorimétricas extraídas podrían ayudar en la identificación de indicadores de desertificación; cuestión prioritaria para la UNCCD (Kosmas et al., 2006).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudian 76 muestras de suelo del Desierto de Tabernas (SE de España, entre 2° 21' 32" y 2° 38' 30" W y entre 36° 55' 39" y 37° 10' 20" N: 20 perfiles (58 horizontes) analizados y clasificados de acuerdo con WRB y 56 sondeos de los 30 cm superficiales. El color de las muestras secas al aire se midió en tierra fina (<2-mm), y en las fracciones arena (2-0.05 mm), limo (0.05-0.002 mm) y arcilla (< 0.002 mm), empleando un espectrofotómetro Minolta CM-2600d: d/8, D65, 10°, Munsell y CIELAB. Los datos de color de suelo, espacialmente georreferenciados, se analizaron según su pertenencia a las unidades cartográficas de los mapas del Proyecto Lucdeme.

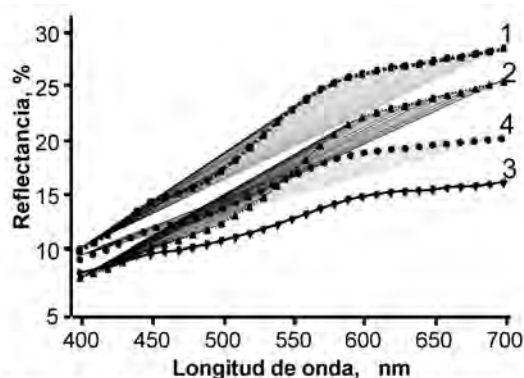


Figura 1. Reflectancia media de suelos sobre margas y areniscas (1), conglomerados (2), esquistos y cuarcitas (3) y materiales aluviales (4)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El ángulo de tono ha varió entre 51.2 y 84.6 unidades CIELAB (hue Munsell 4.3YR-3.5Y), la claridad L* entre 75.4 y 38.3 (value 7.4-3.7) y el croma C*ab entre 2.6 y 22.5 (croma Munsell 0.4-3.6). El valor y la forma de las curvas de reflectancia permitieron separar cuatro grupos de color de suelo atendiendo al material original (Figura 1). Unidades cartográficas de suelo con un material original similar tienen también colores similares con un control litocrómico (Tabla 1). Dentro de cada grupo, no obstante, las unidades con suelos más evolucionados son más rojizas y cromáti-

cas que aquellas con suelos erosivos y degradados. Este es el caso de las unidades de suelo sobre conglomerados, según dominen Cambisoles o Regosoles. La presencia de suelos empardecidos (CLle y LPrz) como inclusiones en una unidad amarillenta y clara (RGca y RGszw) dentro del ambiente de margas y areniscas, apoya la idea de que el amarilleamiento y pérdida de cromaticidad del suelo reflejan degradación. Destaca también el parecido entre el color de los horizontes A y C de un mismo perfil de suelo (en promedio, CIELAB $\Delta E_{ab} = 5.4 \pm 3.8$, $n = 20$). Finalmente, se comprobó que el color de la tierra fina (<2mm) se parece mucho más al color de la fracción arena que al del limo y arcilla, siendo la primera más oscura y menos cromática. La disminución de value y croma significa pérdida de materiales finos.

Tabla 1. Color de las unidades cartográficas de suelo (30 cm superficiales, n muestras), horizontes A y C de los perfiles de suelo (tierra fina < 2mm), y fracciones arena (2-0.05mm) y arcilla (< 0.002mm) del horizonte A.

Suelos dominantes ^a	Unidad ^b	Horizonte A	Horizonte C	Arena en A	Arcilla en A
LPca, RGca	2.3Y 5.4/2.6 ¹ n = 5	2.2Y 5.4/2.9	2.8Y 5.5/2.7	3.0Y 4.7/2.1	2.5Y 4.9/3.6
		3.4Y 5.6/2.5	3.1Y 5.5/2.7	3.7Y 5.0/1.6	5.6Y 7.2/2.3
RGca	2.7Y 5.3/1.9 ¹ n = 1				
RGca, RGszw	1.2Y 5.3/2.9 ¹ n = 8	1.3Y 5.2/2.3	0.4Y 4.6/1.6	2.8Y 4.0/0.6	3.8Y 5.5/0.6
		2.3Y 5.8/2.9	2.4Y 5.9/3.3	2.8Y 4.7/2.0	3.3Y 6.6/3.6
		CLle 9.1YR 5.0/3.4	9.8YR 5.9/3.5	10YR 4.8/3.3	0.5Y 6.6/3.8
		LPrz 9.4YR 4.5/2.9	8.8YR 4.4/3.1	0.2Y 4.6/2.7	10YR 4.9/3.0
RGgp	2.2Y 6.4/2.7 ¹ n = 2	0.8Y 5.8/3.4	1.2Y 5.9/3.0	1.2Y 5.4/2.6	2.3Y 6.6/3.9
		2.4Y 5.1/3.0	2.2Y 5.5/2.3	3.3Y 5.1/2.6	3.6Y 5.9/3.2
		2.4Y 6.4/3.1	3.1Y 6.5/3.1	3.5Y 6.1/3.3	4.4Y 7.1/2.9
RGszw, RGca	2.1Y 5.2/2.5 ¹ n=13	3.5Y 5.4/1.3	3.2Y 5.2/1.2	4.0Y 4.4/1.2	7.7Y 7.1/0.8
CMca, CMcr, LVcr	5.3YR 3.4/4.0 ² n=1				
RGca, CMca, LVcr	8YR 5.0/3.1 ² n = 5	6.2YR 3.7/3.2	4.3YR 3.8/3.6	9.4YR 4.4/1.0	8.2YR 5.6/2.0
RGca, CMca	0.9Y 4.4/2.4 ² n = 3	0.4Y 4.3/2.5	2.6Y 4.1/1.7	1.5Y 4.5/1.3	3.2Y 5.5/1.2
RGca, LPca, LPli	7.6YR 4.4/3.3 ² n=1				
LPca, RGle, RGca	8.8YR 4.8/3.0 ² n=3	9.4YR 4.4/3.0	9.4YR 5.4/3.4	0.4Y 4.0/1.9	0.4Y 5.2/2.6
		9.3YR 5.0/2.6	9.2YR 4.9/2.7	0.8Y 4.7/1.3	0.1Y 6.0/2.7
		8.8YR 4.5/3.2	8.7YR 5.4/3.4	0.9Y 4.2/1.5	1.9Y 6.7/2.3
RGca, RGeu, RGsk	0.2Y 4.7/2.9 ² n = 6	9.5YR 3.7/2.8	9.4YR 4.0/2.9	2.0Y 4.4/1.4	4.9Y 6.5/1.0
RGca, RGeu	1.1Y 4.4/1.6 ³ n = 4	9.8YR 4.1/2.1	8.3YR 5.0/0.4	0.6Y 3.7/0.8	1.6Y 5.3/1.7
	RGle 1.0Y 4.2/1.8 ³ n = 2				
RGeu, RGle, LPeu	0.4Y 4.5/1.4 ³ n = 2	1.5Y 4.3/1.1	7.5YR 4.8/1.4	2.8Y 3.8/0.7	7.3Y 5.4/0.3
		1.3Y 4.2/1.3	0.5Y 4.7/1.7	2.8Y 4.0/0.6	3.8Y 5.5/0.6
LPeu, LPli	2.1Y 4.1/1.2 ³ n = 5				
FLca, RGca	2.1Y 4.8/2.1 ⁴ n = 2				
FLsz, FLar	1.8Y 4.7/1.8 ⁴ n=13	1.1Y 4.8/1.3	0.9Y 4.5/1.8	0.4Y 4.3/0.9	3.4Y 6.8/1.2

^a Abreviaciones WRB. ^b Unidades sobre: ¹ Margas y areniscas 2.2Y 5.4/2.6 ($h_{ab} = 77 \pm 4$, $L^* = 53 \pm 5$, $C^*_{ab} = 17 \pm 4$, $n = 29$), ² conglomerados 9.1 YR 4.8/3.1 ($h_{ab} = 68 \pm 6$, $L^* = 48 \pm 8$, $C^*_{ab} = 20 \pm 3$, $n = 19$), ³ esquistos y cuarcitas 0.6Y 4.2/1.6 ($h_{ab} = 75 \pm 11$, $L^* = 43 \pm 3$, $C^*_{ab} = 10 \pm 3$, $n = 13$), y ⁴ materiales aluviales 1.8Y 4.7/1.8 ($h_{ab} = 76 \pm 6$, $L^* = 47 \pm 2$, $C^*_{ab} = 12 \pm 3$, $n = 15$)

CONCLUSIONES

La litocromía, la homogeneidad del color a lo largo del perfil, el parecido de color entre la tierra fina y la fracción arena, así como el amarilleamiento y la pérdida de claridad y croma son indicadores colorimétricos de desertificación y degradación del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Bigham J.M., Ciolkosz E.J. (1993) Soil color. Special Publ. 31, SSSA, Madison, WI, USA
- Post D.F. et al. (1994) Relations between soil color and Landsat reflectance on semiarid rangelands. SSSAJ, 58:1809-1816.
- Kosmas L. et al. (2006) Environmentally sensitive areas and indicators of desertification. In: Desertification in the Mediterranean Region. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

ESTADO ACTUAL DE LA DESERTIFICACIÓN EN LA ISLA DE GRAN CANARIA

J. Sánchez, F. Ferrer, A. Valera, M.V. Flores

Departamento Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación. CIDE. juan.sanchez@uv.es

INTRODUCCIÓN

En la evaluación de la Desertificación a nivel nacional en los países de nuestro entorno se han empleado los siguientes indicadores: Grecia y Turquía utilizan suelo, erosión, vegetación y sequía; Portugal: suelo, vegetación y sequía; Italia: suelo, vegetación y demografía y España: erosión sobreexplotación de acuíferos e incendios forestales. El único indicador común en estos países es el clima. Con el fin de homogeneizar un procedimiento común para los países mediterráneos, el proyecto Desertification Information System-MED (DISMED) estableció para la definición de Índice de área sensible a la desertificación la combinación de índices de calidad: del suelo (textura, litología, espesor y pendiente), clima (aridez), vegetación (riesgo de incendio, resistencia a la sequía, protección a la erosión y cobertura) e índice de calidad de gestión (intensidad de uso, política de protección), que no se pudo aplicar por falta de información en algunos países de la ribera sur del mediterráneo. En la Comunidad Valenciana, se ha estudiado el Estado Actual (Grado) de la desertificación los factores: tipo de suelo, pendiente, litología, clima y vegetación-uso como condicionantes de la sensibilidad de un área a la degradación, valorando como “favorable”, “desfavorable” o “muy desfavorable”.

El objetivo de este trabajo es aplicar en la isla de Gran Canaria la evaluación del Estado Actual de la Desertificación teniendo en cuenta su singularidad bien diferenciada de los ambientes mediterráneos estudiados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El material de partida es la Base de Datos correspondiente a la Cartografía del Potencial del Medio Natural de la isla de Gran Canaria (Geocientífico). (Sánchez, et al, 1995). Esta Base de Datos comprende 2007 unidades con información sobre clima, litología, suelos, parámetros que definen la capacidad de uso, erosión y calidad para la conservación. La metodología para el Estado actual de la Desertificación en la isla de Gran Canaria se ha realizado a partir de los factores: Clima, suelo, vegetación litología y pendiente. Para cada factor se ha realizado una valoración favorable (1), desfavorable (2) o muy desfavorable (3).

Con respecto al clima el tipo árido se valora como 3, semiárido como 2, y los tipos seco-subhúmedo, subhúmedo y húmedo como 1. Estos dos últimos tipos se han considerado en razón a su escasa representatividad. Con respecto al suelo se ha considerado el factor K del modelo USLE adaptado en el Geocientífico, siendo sus valores de 0,15-0,27 (1) de 0,27-0,47 (2) y de

0,47-0,62 (3). La valoración de la vegetación se ha realizado a partir del factor C del modelo USLE adaptado en el Geocientífico siendo sus valores de 0–0,09 (1), de 0,09–0,40 (2) y de 0,40–0,82 (3). La litología se ha clasificado de acuerdo a su resistencia a la erosionabilidad. Son ejemplos lavas e ignimbritas traquítico-riolíticas (1), lavas y conos de tefra basálticos alcalinos (2), y depósitos de deslizamientos (3). La pendiente se valora de 0-15 % (1), de 15-30% (2) y de >30%, valor 3.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados se agruparon en cuatro clases: Leve, moderado, alto y muy alto. De acuerdo al método propuesto no se presentan unidades con grado leve de sensibilidad. El 66% del territorio presenta de alta (52%) a muy alta sensibilidad (14%) a la desertificación y corresponde principalmente a la mitad sur de la isla, unidades aisladas de barranco en el norte y vertientes no acentuadas en el este, siendo los factores determinantes el clima árido y semiárido, factor K alto y pendientes superiores al 30%. El grado moderado ocupa toda la medianía de la isla, la zona de Arucas, Firgas, Moya, Tamadaba, en el oeste la Aldea de San Nicolás y en el centro sur la zona de Pajonales. No se han considerado embalses y zonas urbanas (3%)

CONCLUSIONES

Como estudio preliminar los resultados son aceptables a las condiciones ambientales de la isla. Para estudios posteriores se plantea aplicar ponderaciones a los factores e incorporar factores socio-económicos

BIBLIOGRAFÍA

- Sánchez, J.; Rios, C. Pérez-Chacón, E.; Suarez, C.(1995). Cartografía del Potencial del Medio Natural de la isla de Gran Canaria. Memoria, 165pp, 6 mapas 1:50.000 Cabildo Insular de Gran Canaria.
- Sanchez,J;Antolin,C;Carbo,E. (2003): The Present State of Desertification in the Valencian Community According to Environmental Factors. Workshop on Desertification in the Mediterranean Region. A Security Issue. NATO-CCMS and Science Committee. ABSTRACTS.57 Valencia (ESPAÑA)

EL CONCEPTO DE DESERTIFICACIÓN EN LA EDUCACIÓN SECUNDARIA

J. M. Torres Cabrera, P. Lillo Puig

IES Gran Tarajal. Rincón de la Marisma s/n. 35620 Gran Tarajal Fuerteventura.
jumitorres@hotmail.com

INTRODUCCIÓN

En la educación secundaria se introduce por primera vez al alumnado en el concepto de desertificación. Sin embargo, debido a la confusión generada por la existencia en nuestra lengua de dos términos semejantes (desertización y desertificación) se transmite a través de los libros de texto un concepto impreciso de este proceso. Como consecuencia de ello ni el propio alumnado, ni la propia sociedad, puede asumir los riesgos de un proceso que no entiende.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se revisó el concepto de desertificación, desertización y las diferencias entre ambos en libros de texto de la asignatura Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente que se imparte como asignatura optativa de modalidad en segundo de bachillerato de Ciencias de la Naturaleza y la Salud.

La revisión se realizó en libros de siete editoriales en su edición más reciente: Anaya (2003), Colegio Oficial de Biólogos (1999), Editex (2003), Laberinto (1999), McGrawHill (2004), Oxford Educación (2006) y Santillana (2003).

RESULTADOS

El concepto de desertificación. Cinco editoriales (Anaya, Santillana, McGrawHill, Oxford Educación y Editex) manejan el concepto de un proceso de degradación de suelos, especialmente erosión, asociado directa o indirectamente a la actividad humana. El Colegio Oficial de Biólogos habla de un proceso de pérdida del potencial biológico del terreno y Anaya lo define también como una disminución de la productividad de las plantas y un deterioro del suelo. Por último, la editorial Laberinto lo considera un proceso natural de formación de desiertos.

Diferencias entre desertificación y desertización. En seis editoriales (Anaya, Oxford Educación, Editex, Santillana, Colegio Oficial de Biólogos y McGrawHill) se asocia la desertización a un proceso de degradación originado por causas naturales y la desertificación como un proceso de degradación desencadenado por la actividad humana. Sin embargo, en varias editoriales se reconoce lo confuso de ambos conceptos; así McGrawHill reconoce que son términos discutidos, Santillana considera que son sinónimos y el Colegio Oficial de Biólogos que se utilizan de forma indiscriminada. Sólo la editorial Editex emplea únicamente el término desertificación.

DISCUSIÓN

Los libros de texto de educación secundaria emplean una definición incorrecta de desertificación. La degradación de tierras, a la que se hace referencia en la definición aportada en el Convenio Internacional de Lucha contra la desertificación (1992), se entiende únicamente como un proceso de degradación de suelos y no se considera la degradación de los recursos hídricos y biológicos como parte de ese proceso. Sólo la edición del Colegio Oficial de Biólogos, al referirse a una disminución del potencial biológico del terreno, se aproxima a este concepto más amplio, aunque no hace referencia explícita a ello. Tampoco existe una diferenciación clara de los términos desertización y desertificación, considerado como un anglicismo por la editorial McGrawHill. Se utilizan de forma indistinta para referirse al mismo proceso.

Esta falta de claridad, originada en el ámbito de la investigación, se transmite y amplifica, a través de los libros de texto, al alumnado de educación secundaria y, por extensión, a toda la sociedad. En ese sentido, la incorporación del término desertificación en la vigésima segunda edición del Diccionario de la Lengua Española (2001) no ha contribuido a clarificar la situación. La definición de desertificación como la “acción y efecto de transformar en desiertos amplias extensiones de tierra fértil” no se corresponde con la internacionalmente aceptada.

CONCLUSIONES

1. El concepto de desertificación empleado en los libros de texto de educación secundaria es incorrecto y se asocia esencialmente a un proceso de degradación del suelo como la erosión.
2. Los conceptos desertización y desertificación se confunden y se emplean de para describir procesos semejantes.
3. La poca claridad, que desde el ámbito de la investigación se difunde del concepto de desertificación, impide que tanto el alumnado de secundaria, como la sociedad, entienda y asuma los riesgos de este proceso.
4. Es necesario una definición precisa de los términos desertificación y desertización, sus causas y consecuencias que permita su incorporación en los contenidos de la educación secundaria y facilite su divulgación como problema ambiental.

BIBLIOGRAFÍA

- Alfonso Cervál, F. y col. (2006). Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente. Oxford University Press. Navarra. 407 pp.
- Calvo Aldea, D., Molina Álvarez, M. T. y Salvachúa Rodríguez, J. (2004). Ciencias de la Tierra y Medioambientales. Ed. McGrawHill. Madrid. 436 pp.
- Jimeno Diestro, G. (2007). Selectividad Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente. Pruebas 2006. Ed. Anaya. Barcelona. 212 pp.
- Moreno Egea, P., Martín Melgarejo, L y Teruel Orenes, F. (1999). Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente. Murcia. 438 pp.
- López, T. (2003). Ciencias de la Tierra y Medioambientales. Ed. Santillana. Madrid. 407 pp.
- Real Academia Española (2001). Diccionario de la Lengua Española. Ed. Espasa. Madrid.
- Rubio Sáez, N., Roiz García, J.M y Dehesa Fuentes, E. (2003). Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente. Bachillerato. Ed. Anaya. Barcelona. 471 pp.
- Sanz Tablero, M. (1999). Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente. Ed. Del Laberinto. 447 pp.
- Velasco Santos, J.M. y col. (2003). Ciencias de la Tierra y Medioambientales. Ed. Editex. Madrid.

TEMPERATURA DEL SUELO BAJO DISTINTAS ESPECIES DEL MATORRAL COSTERO DE LA ISLA DE TENERIFE

M. Tejedor, M. Rodríguez-Paz, G. Morillas, J. Neris

Dpto. de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n, Universidad de La Laguna, 38206 La Laguna, Tenerife. Islas Canarias. martesa@ull.es

INTRODUCCIÓN

La temperatura del suelo está influenciada por distintos factores entre los que destaca la cobertura vegetal. La franja costera de la isla de Tenerife se caracteriza por una vegetación de matorral adaptado a unas condiciones de escasez de agua y alta insolación. Si bien es una franja muy antropizada, la vegetación natural se puede mantener más o menos intacta en algunas zonas, y en parcelas donde la actividad humana ha cesado. Este piso de vegetación se extiende en la vertiente norte hasta 300 metros de altitud e incluye tabaibales, cardonales, ahulagar, tuneral, e inciensial.

El objetivo de este trabajo es analizar la influencia que las principales especies del matorral costero ejercen en la temperatura del suelo y en su régimen (Soil Survey Staff, 1999). Estudios sobre la influencia del tipo de vegetación en el comportamiento térmico del suelo se han realizado en la isla de Tenerife en otros niveles altitudinales, especialmente en la franja de mayor incidencia de los vientos alisios (Jiménez et al., 2007; Tejedor et al., 2004).

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante el período 2000-2003 se llevo a cabo un seguimiento mensual de la temperatura del suelo a 50 cm bajo cinco plantas del matorral costero situado en una parcela abandonada, a 60 metros de altitud, en el noroeste de la isla, así como en suelo desnudo. Los ejemplares fueron: *Kleinia neriifolia* de 1 m de altura, *Euphorbia balsamifera* de menos de 1 m, dos *Kleinia neriifolia* de 1.50 m, y *Artemisia thuscula* con porte rastrero y de unos 30 cm de altura. La temperatura fue tomada con termómetros de suelo por cuadruplicado, a principio de cada mes, obteniéndose un valor medio de temperatura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados (tabla 1) ponen de manifiesto que si bien no hay diferencias significativas en la temperatura media anual (tma), de verano (tv) e invierno (ti), según la especie vegetal bajo la cual se haya realizado la medida, si se observan tendencias. Se diferencian tres grupos formados por: a) los tres ejemplares de *Kleinia neriifolia*, b) *Euphorbia balsamifera* y *Artemisia thuscula* y c) suelo desnudo. Las primeras presentan las temperaturas más bajas, tanto anuales como estacionales, con diferencias superiores a 1° C respecto al suelo desnudo que aumentan en verano y disminuyen en invierno. Las temperaturas del suelo bajo las especies del segundo grupo son más

cercanas al suelo desnudo con el que no llegan a tener diferencias de 1° C. A pesar de la similitud de tma, bajo *Artemisia* el suelo se calienta menos en verano y se enfría menos en invierno. En todos los casos, considerando los valores medios de los años de estudio, la $t_{ma} \geq 22^{\circ} \text{C}$ y $t_v - t_i \geq 6^{\circ} \text{C}$ (una de las *Kleinia* en límite con el carácter “iso”) lo que implica un régimen de temperatura (RT) hipertérmico (el año 2002 fue anómalo).

	Figura				
	TMA	TV	TI	TV - TI	RT
<i>Kleinia neriifolia</i>	23.7	26.2	20.1	6.1	H
<i>Kleinia neriifolia</i>	23.5	26.1	20.0	6.1	H
<i>Kleinia neriifolia</i>	23.3	25.7	20.1	5.6	H
<i>Euphorbia balsamifera</i>	23.9	26.7	20.2	6.5	H
<i>Artemisia thuscula</i>	23.9	26.5	20.5	6.0	H
Desnudo	24.6	27.4	20.8	6.6	H

CONCLUSIONES

El régimen de temperatura en la franja costera de la isla de Tenerife no varía dependiendo de la especie bajo la cual se realicen las medidas, coincidiendo también con el de los suelos desnudos si bien estos tienen siempre temperaturas más altas y contrastadas. De las especies estudiadas las más protectoras son *Kleinias*, tanto de 1 m como de 1.5 m de porte, estas últimas algo más. El porte rastrero de *Artemisia* produce un cierto efecto amortiguador que no se observa bajo *Euphorbia* que mantiene diferencias estacionales similares a las del suelo desnudo, incluso superiores algún año.

BIBLIOGRAFÍA

- Jiménez, C., Tejedor, M., Rodríguez, M. (2007). Influence of land use changes on the soil temperature regime of Andosols on Tenerife, Canary Islands, Spain. *European Journal of Soil Science* 58(2):445-449.
- Soil Survey Staff. (1999). *Soil Taxonomy; a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. United States Department of Agriculture (Eds) 869 p.
- Tejedor, M., Jiménez C., Rodríguez, M., Morillas, G. (2004). Effect of soil use change on soil temperature regime. The 13th International Soil Conservation Organisation Conference (ISCO 2004). Brisbane, Australia 4-8 Julio 2004.

COMPOSICIÓN MINERALÓGICA DE HOJAS DE ENCINA Y HORIZONTES SUPERFICIALES SOMETIDOS A DISTINTAS TEMPERATURAS

V. Cala¹, J. R. Quintana², A. M^a. Moreno², J. González²

¹ Dpto. de Geología y Geoquímica. F. de Ciencias. UA. 28049 Madrid. victoria.cala@uam.es

² Dpto. de Edafología. F. de Farmacia. UCM. 28040 Madrid. jgparra@farm.ucm.es

INTRODUCCIÓN

El bosque de encinas, *Quercus ilex*, Subs. *ballota* (Desf.) Samp, in Bol, es el bosque más común del área Mediterránea. Los más extensos sobre materiales silíceos corresponden al piso mesomediterráneo alcanzando en la meseta 1.400 m de altitud. Aunque la susceptibilidad de ésta especie a los incendios no alcanza los límites de otras cubiertas vegetales, como el pinar, sin embargo el estar en zonas próximas a otras especies de repoblación muy sensibles y dada su lenta recuperación hace interesante conocer las transformaciones mineralógicas que tienen lugar cuando se vieran afectadas por el fuego y la repercusión de sus cenizas sobre el suelo. La acumulación de sus restos vegetales constituyendo horizontes O también se verían afectados por la temperatura de un fuego de intensidad moderada (300-400° C), con disminución significativa del C orgánico y N y formación de cenizas constituidas por componentes inorgánicos y minerales transformados por la incineración.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se han tomado muestras de hojas de encina y horizontes superficiales de suelos localizados a 30 cm. del tronco de ésta especie arbórea. El material original es de naturaleza silícea (gneis).

Se hicieron las siguientes determinaciones: pH, C orgánico, N, análisis granulométrico. Todas las muestras se sometieron a calentamiento de 200-300-400-500° C (temperaturas similares a las alcanzadas en incendios forestales) durante 30 minutos. La caracterización de la composición mineralógica se llevó a cabo por difracción de rayos X.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los datos analíticos en horizontes superficiales sin calentar (González y Candás, 2004) indican un pH entre 5,5-7 y contenidos medios de C de 146 g kg⁻¹, con relaciones C/N = 18. Los valores de la relación C/N son superiores en hojas (31) con contenidos en C = 476 g kg⁻¹.

A 200° se pone de manifiesto en hojas y horizontes superficiales la existencia de whewellita (C₂O₄Ca.H₂O) con reflexiones a 0,595-0,580-0,365-0,297 nm, con intensidad relativa del pico más fuerte de 100%. Aparecen además bohemita (AlOOH) (0,235 nm), alunita (KAl(OH)₆(SO₄)₂) (0,291-0,226-0,193 nm), opalo-CT (0,250 nm) y γ -alúmina (0,198 nm) con picos de menor intensidad.

A 300° se mantienen las mismas reflexiones con igual intensidad. A 400° disminuye fuertemente la whewellita, siendo 44 % la intensidad del pico más fuerte. Se forma calcita (0,385-0,303-0,284-0,228 nm) con una intensidad de 100%. Aparecen además cristobalita, bohemita y alunita con menor intensidad que a 300° C. A 500° desaparece la whewellita por transformación total en calcita (100%), de modo similar a lo obtenido en *Juniperus thurifera* por calentamiento a esa temperatura (Cala et al., 2007), aparece cuarzo en pequeña proporción y se evidencia una total ausencia de reflexiones de otros minerales. La existencia de calcita a 500°C también se ha puesto de manifiesto en otras especies arbóreas. La formación de calcita tras un incendio forestal de moderada a alta intensidad ha sido relacionada con la disminución de Ca soluble en el suelo, hecho favorecido por el bajo grado de solubilidad de este mineral y el pH moderadamente alcalino ocasionado tras la incorporación de óxidos e hidróxidos alcalinos aportados por la ceniza incinerada (Quintana et al., 2007).

CONCLUSIONES

Al someter a calentamiento de 200°C-300°C hojas de encina y horizontes superficiales de suelos, aparece como mineral mayoritario whewellita y en menor cuantía bohemita, alunita y opalo-CT. A 400°C disminuye la intensidad de whewellita por transformación térmica a calcita; se mantienen la bohemita y alunita y aparece cristobalita. A 500°C la calcita es el mineral casi exclusivo.

BIBLIOGRAFÍA

- Cala, V., Quintana, J.R., Moreno, A.M^a., González, J. (2007). Mineralogical changes in soils affected by heating in a Mediterranean Woodland : A laboratory study. International meeting of fire effects on soil properties. Úbeda and Outeiro (Eds.). Universitat de Barcelona.
- González, P. J., Candás, M^a. A. (2004). Materia orgánica de suelos bajo encinas. Mineralización de C y N. Invest. Agrar: Sist Recur For. 75-83.
- Quintana, J.R., Cala, V., Moreno, A. M^a., Parra, G. J. (2007). Effect of heating on mineral inacomponents of the soil organic horizon from a Spanish Juniper (*Juniperus thurifera*) woodland. J. Arid Environment (en prensa).

MONITORIZACIÓN DE LA HUMEDAD DE SUELO MEDIANTE UNA RED DE ESTACIONES INALÁMBRICAS

A. Cano¹, J.L. Añón², C. Reig², C. Millán-Scheiding³, E. López-Baeza¹

¹ Grupo de Climatología desde Satélites. Facultad de Físicas, Universitat de València. aurelio.cano@uv.es

² Departamento de Ingeniería Electrónica, Escuela Técnica Superior de Ingeniería, Universitat de València

³ Centro de Investigaciones sobre Desertificación, CSIC-Universitat de València-GV.

INTRODUCCIÓN

La humedad de suelo es una variable fundamental en el ciclo hidrológico [1]. Su evolución espacio-temporal es muy importante en modelos climáticos y de predicción y tiene que ser tomada en cuenta en la monitorización de la hidrología y la vegetación. En este sentido, los mapas de humedad de suelo son herramientas muy potentes que pueden ser usadas en gran cantidad de aplicaciones, como estudios de desertificación.

La misión espacial *Soil Moisture and Ocean Salinity* (SMOS) de la ESA lanzará un satélite en 2008 con el objetivo de observar la humedad del suelo sobre los continentes y la salinidad de los océanos.

Los datos obtenidos por SMOS necesitan ser validados con medidas de campo in-situ, por lo que se necesitan de grandes áreas de calibración/validación para validar dichos datos.

El objetivo de este trabajo es implementar una red de sensores de humedad de suelo en un área extensa de 10x10km situada en el área de influencia de la 'Valencia Anchor Station', una zona homogénea en cuanto a usos y tipos de suelo situada en la plana de Utiel-Requena, a unos 80km al oeste de la ciudad de Valencia, para su uso en actividades de validación. En concreto, se pretende establecer un píxel de referencia con medidas in-situ para compararlo con el píxel visto desde SMOS.

MATERIALES Y MÉTODOS

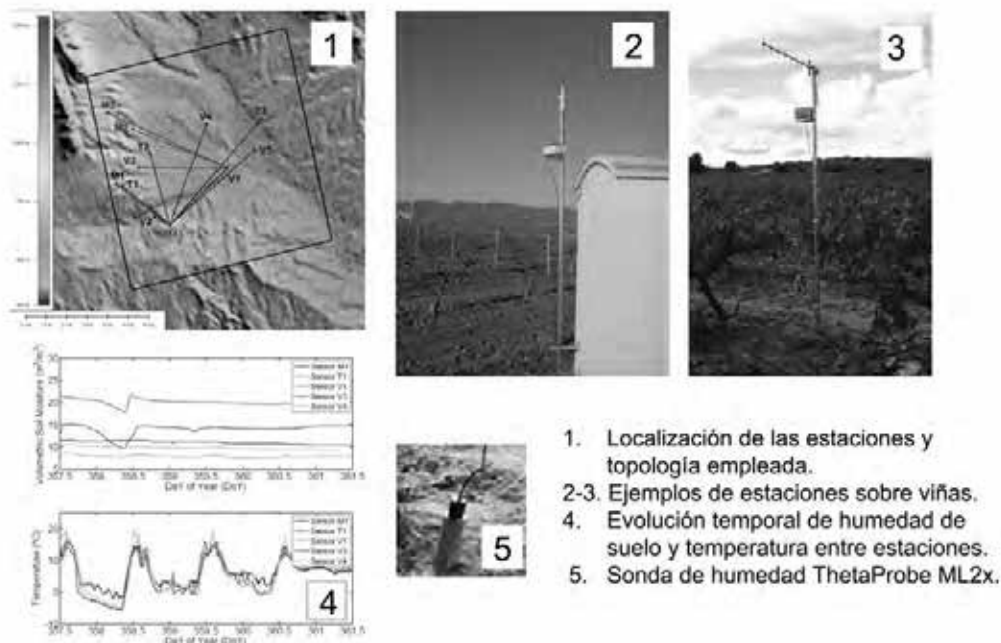
Teniendo en cuenta que gracias al trabajo de C. Millán-Scheiding se han establecido dentro del área de 10x10km subzonas con mismo comportamiento en cuanto a parámetros hidrológicos, el procedimiento llevado a cabo para el desarrollo de esta red es el de estudiar la humedad de suelo en cada una de estas unidades o subzonas.

Para ello, considerando aspectos técnicos en cuanto a tecnología de comunicación, alcance de las mismas, relieve de la zona, etc. se ha desarrollado una red de sensores con topología jerárquica [2] partiendo de una estación central desde donde la cual se establecen enlaces vía radio (868MHz) a las diferentes estaciones.

Cada estación posee la electrónica necesaria para la realización de medidas de humedad de suelo cada 10 minutos gracias al sensor ThetaProbe ML2x de Delta-T Devices, realizar la comunicación con otras estaciones, una memoria para almacenar los datos y un sistema de alimentación (placa solar + batería) que aporta autonomía energética a la estación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se puede observar el aspecto de una de estas estaciones y como mediante los resultados obtenidos se observa diferente comportamiento entre estaciones (unidades) como cabía de esperar



CONCLUSIONES

Se ha implementado y desarrollado una red inalámbrica de sensores de humedad de suelo en un área extensa de 10x10km utilizando estaciones automáticas equipadas con sensores de humedad de suelo ThetaProbe ML2x, con autonomía propia y situadas en lugares representativos dentro del área. Los datos obtenidos por la red pueden ser usados tanto en actividades de validación como en monitorización de desertificación.

BIBLIOGRAFÍA

- Henderson-Sellers A. (1996). Soil moisture: a critical focus for global change studies. Global and Planetary Change, 13: 3-9.
- Younis O. and S. Fahmy, "Distributed Clustering in Ad-hoc Sensor Network: A Hybrid, Energy-Efficient Approach", in Proc. of the 23rd Conference of the IEEE Communications Society (INFOCOM'04), Hong Kong, 2004, pp. 629-640.

CALCISOLES HAPLICOS: GRAZALEMA vs AYAMONTE

M. Del Toro¹, L. Corral², L. Martínez-Zavala³

¹ *E.U.I.T.A. Carretera de Utrera Km 1. 41013 Sevilla. deltoro@us.es*

² *Facultad de Ciencias. Campus de Rabanales. Edif. Marie Curie. 14071 Córdoba.
qelcomol@uco.es*

³ *E.U.I.T.A. Carretera de Utrera Km 1. 41013 Sevilla. lorena@us.es*

INTRODUCCIÓN

En el presente trabajo se estudian si existen diferencias significativas en las propiedades físicas y químicas en los Calcisoles háplicos del Parque de Grazalema y los del sistema dolomítico de Ayamonte.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la determinación analítica se siguieron los métodos oficiales de análisis de suelos y para el tratamiento estadístico se realizó un contraste de múltiple rango.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En Ayamonte los Calcisoles háplicos presentan poco desarrollo con perfiles tipo A-Ck y se desarrollan sobre calizas y dolomías. El horizonte cálcico se sitúa a poca profundidad, aproximadamente 10 cm. A pesar del relieve acentuado, los suelos están cultivados, predominando los cultivos de frutales y leñosos. En Grazalema los Calcisoles presentan un buen desarrollo, con un perfil tipo A-Bw-B/Ck, se desarrollan sobre margas, calizas y arcillas salíferas y presentan a lo largo de todo el perfil del suelo una elevada concentración de carbonato cálcico, superior al 40%.

En las tablas 1 y 2 se presenta el análisis descriptivo de las variables analizadas (estimación de la media y desviación estándar de la media y la distribución porcentual en clases para las variables categóricas).

El resultado del contraste estadístico, con un nivel de confianza del 95% establece diferencias en los valores de altitud, pendiente, posición, rocosidad, pH, nitrógeno, cobre, sodio, potasio, carbonatos y grava.

BIBLIOGRAFÍA

- Del Toro, M. (1996): Capacidad de uso forestal de los suelos del Parque natural “Sierra de Grazalema” en base a sus propiedades químicas”. Tesis Doctoral. Univ. Sevilla
- Martínez-Zavala, L. (2001): Análisis territorial de la comarca del Andévalo Occidental: una aproximación desde el medio físico. Tesis Doctoral. Univ. Sevilla

Tabla1.- Valores medios y errores de la media para los Calcisoles háplicos

	Grazalema		Ayamonte	
	X	X	X	X
Altitud (m)	753,8	27,2	45,0	10,8
ph ac	7,35	0,04	7,00	0,33
pH ClK	6,83	0,03	6,52	0,35
C*	36,99	3,68	13,61	3,55
N*	3,2253	0,3108	0,5448	0,1591
Fe*	0,0998	0,0174	0,0157	0,0102
Cu*	0,0031	0,0002	0,0098	0,0027
Mn*	0,1303	0,0259	0,0225	0,0075
Zn*	0,0044	0,0012	0,0035	0,0014
Ca*	12,24	0,58	8,20	2,46
Mg*	0,5661	0,0769	0,3460	0,1339
Na*	0,0438	0,0035	0,0997	0,0274
K*	0,3082	0,0298	0,6319	0,3087
P*	0,0855	0,0243	0,0147	0,0103
Carbonatos*	435,84	29,92	0,00	0,00
Grava*	317,3	17,9	265	31

* Se expresan en g/Kg

Tabla2.- Distribución porcentual en clases de las variables categóricas para los Calcisoles háplicos.

		Grazalema (%)	Ayamonte (%)			Grazalema (%)	Ayamonte (%)
Pendiente	1	2,70	16,67	Pedregosidad frecuencia	1	22,97	50,00
	2	9,46	50,00		2	35,14	16,67
	3	13,51	0,00		3	32,43	0,00
	4	20,27	16,67		4	8,11	33,33
	5	54,05	16,67		5	1,35	0,00
Relieve	1	5,41	16,67	Rocosidad	1	9,46	16,67
	2	31,08	50,00		2	35,14	0,00
	3	17,57	0,00		3	22,97	0,00
	4	14,86	33,33		4	22,97	0,00
	5	12,16	0,00		5	8,11	0,00
	6	18,92	0,00		6	1,35	83,33
Posición	1	10,81	0,00	Pedregosidad tamaño	1	5,41	33,33
	2	8,11	0,00		2	44,59	16,67
	3	66,22	33,33		3	50,00	50,00
	4	1,35	0,00	Textura	1	16,22	16,67
	5	0,00	16,67		2	35,14	66,67
	6	13,51	50,00		3	48,65	16,67

Pendiente (1=0-3%, 2=3-12%, 3=12-20%, 4=20-35%, 5=>35%) Relieve (1=Plano, 2=Ondulado, 3=Fuertemente ondulado, 4=Colinado, 5=Fuertemente socavado, 6=Montañoso) Posición (1=Valle, 2=Meseta, 3=Ladera, 4=Cresta, 5=Llanura, 6=Colina) Pedregosidad frecuencia (1=Escasas, 2=Frecuentes, 3=Abundantes, 4=Muy abundantes, 5=Excesivas) Pedregosidad tamaño (1=Fina, 2=Media, 3=Gruesa) Rocosidad (1=Nula, 2=Escasa, 3=Frecuente, 4=Abundante, 5=Muy abundante, 6=Excesiva) Textura (1=Gruesa, 2= Media, 3=Fina)

DIFERENCIAS ENTRE LOS CAMBISOLES DEL PARQUE DE GRAZALEMA

M. Del Toro¹, L. Corral², L. Parras³

¹ E.U.I.T.A. Carretera de Utrera Km 1. 41013 Sevilla. deltoro@us.es

² Facultad de Ciencias. Campus de Rabanales. Edif. Marie Curie. 14071 Córdoba. qelcomol@uco.es

³ Facultad de Ciencias. Campus de Rabanales. Edif. Marie Curie. 14071 Córdoba. qelpaall@uco.es

INTRODUCCIÓN

En el presente trabajo se estudian si existen diferencias significativas en las propiedades físicas y químicas de los Cambisoles del Parque Natural de Grazalema.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la determinación analítica se siguieron los métodos oficiales de análisis de suelos y para el tratamiento estadístico se realizó un contraste de múltiple rango.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las tablas 1 y 2 se presenta el análisis descriptivo de las variables analizadas (estimación de la media y desviación estándar de la media y la distribución porcentual en clases para las variables categóricas). El resultado del contraste estadístico se presenta en la tabla 3, donde se aprecia que los Cambisoles calcárico/dístico y calcárico/gleico presentan mayores diferencias (13 y 11 variables respectivamente). Así mismo la única diferencia existente entre Cambisoles dísticos y gleicos es el contenido en hierro.

Tabla1.- Valores medios y errores de la media para los Cambisoles de Parque Natural de Grazalema.

	Calcárico		Dístico		Eútrico		Gleico	
	X	X	X	X	X	X	X	X
Altitud (m)	792	29	850	23	864	95	780	45
pH ac	7,01	0,07	6,00	0,14	6,53	0,20	5,73	0,33
pH ClK	6,48	0,07	5,10	0,16	5,99	0,26	5,22	0,27
C*	26,86	3,63	20,24	1,54	19,32	3,12	19,40	2,76
N*	2,37	0,31	1,81	0,13	1,74	0,26	1,74	0,23
Fe*	0,1438	0,0354	0,4063	0,1044	0,2488	0,0544	0,1178	0,0191
Cu*	0,0050	0,0007	0,0027	0,0008	0,0063	0,0021	0,0027	0,0008
Mn*	0,2537	0,0581	0,2204	0,0626	0,1711	0,0441	0,1585	0,0505
Zn*	0,0039	0,0008	0,0050	0,0018	0,0037	0,0004	0,0050	0,0033
Ca*	10,47	0,88	2,71	0,85	5,56	0,88	3,11	1,48
Mg*	0,3102	0,0438	0,3524	0,0531	0,1663	0,0623	0,2689	0,0694
Na*	0,0505	0,0087	0,0506	0,0240	0,0451	0,0069	0,0339	0,0070
K*	0,4458	0,0409	0,1543	0,0257	0,2618	0,0578	0,2232	0,0721
P*	0,0517	0,0109	0,0205	0,0093	0,0452	0,0144	0,0338	0,0192
Carbonatos*	108,04	16,97	0,00	0,00	11,08	3,93	1,46	0,97
Grava*	284	29	265	31	375	44	190	42

* Se expresan en g/Kg

		Calcárico (%)	Dístrico (%)	Eútrico (%)	Gleico (%)			Calcárico (%)	Dístrico (%)	Eútrico (%)	Gleico (%)
Pendiente	1	10,00	0,00	00,00	10,00	Rocosisdad	1	7,89	9,52	42,86	30,00
	2	60,00	47,62	0,00	60,00		2	31,58	61,90	0,00	30,00
	3	20,00	14,29	14,29	20,00		3	39,47	23,81	0,00	40,00
	4	0,00	28,57	42,86	0,00		4	18,42	4,76	42,86	0,00
	5	10,00	9,52	42,86	10,00		5	2,63	0,00	14,29	0,00
Relieve	1	7,89	33,33	28,57	40,00	Pedregosidad frecuencia	1	0,00	0,00	14,29	0,00
	2	18,42	47,62	28,57	50,00		2	21,05	66,67	28,57	70,00
	3	15,79	0,00	0,00	10,00		3	28,95	33,33	0,00	30,00
	4	18,42	9,52	14,29	0,00		4	31,58	0,00	42,86	0,00
	5	5,26	0,00	14,29	0,00		5	10,53	0,00	0,00	0,00
	6	34,21	9,52	14,29	0,00		6	7,89	0,00	14,29	0,00
Posición	1	13,16	52,38	0,00	30,00	Pedregosidad tamaño	1	0,00	0,00	14,29	0,00
	2	2,63	0,00	0,00	20,00		2	5,26	33,33	0,00	30,00
	3	68,42	42,86	100,00	50,00		3	28,95	42,86	14,29	60,00
	4	15,79	4,76	0,00	0,00		4	65,79	23,81	71,43	10,00
Unidad Geológica	1	7,89	0,00	14,29	0,00	Textura	1	10,53	33,33	14,29	40,00
	2	5,26	0,00	14,29	0,00		2	28,95	19,05	42,86	20,00
	3	5,26	0,00	0,00	10,00		3	60,53	47,62	42,86	40,00
	4	5,26	0,00	0,00	10,00						
	5	15,79	4,76	14,29	0,00						
	6	47,37	9,52	57,14	10,00						
	7	0,00	9,52	0,00	0,00						
	8	5,26	76,19	0,00	60,00						
	9	7,89	0,00	0,00	10,00						

Tabla2.- Distribución porcentual en clases para las variables categóricas en los Cambisoles

Pendiente (1=0-3%, 2=3-12%, 3=12-20%, 4=20-35%, 5=>35%) Relieve (1=Plano, 2=Ondulado, 3=Fuertemente ondulado, 4=Colinado, 5=Fuertemente socavado, 6=Montañoso) Posición (1=Valle, 2=Meseta, 3=Ladera, 4=Colina) Pedregosidad frecuencia (1=Nulas, 2=Escasas, 3=Frecuentes, 4=Abundantes, 5=Muy abundantes, 6=Excesivas) Pedregosidad tamaño (1=Ninguna, 2=Fina, 3=Media, 4=Gruesa) Rocosisdad (1=Nula, 2=Escasa, 3=Frecuente, 4=Abundante, 5=Excesiva) Unidad Geológica (1=E1, 2=E2, 3=E3, 4=J2, 5=L1, 6=L2, 7=N, 8=O, 9=M2) Textura (1= Gruesa, 2= Media, 3=Fina)

Tabla 3.- Contraste de múltiple rango con un intervalo de confianza del 95 %

	Pend.	Rel.	Pos.	Pedrego frec.	Pedrego tam.	Roco	Tex.	pH ac.	pH ClK	Fe	Cu	Ca	K	CO ₃ ⁼	Grava
Calcárico/ Dístrico	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Calcárico/ Eútrico													*	*	*
Calcárico/ Gleico	*	*		*	*	*	*	*	*			*	*	*	
Dístrico/ Eútrico	*			*				*	*		*				
Dístrico/ Gleico										*					
Eútrico/ Gleico	*					*	*	*	*						*

* Diferencias significativas al 95%

BIBLIOGRAFÍA

- Del Toro, M. (1996): Capacidad de uso forestal de los suelos del Parque natural “Sierra de Grazalema” en base a sus propiedades químicas”. *Tesis Doctoral. Univ. Sevilla*

APTITUD FORESTAL DE LOS CAMBISOLES DEL PARQUE DE GRAZALEMA

M. Del Toro¹, L. Corral², L. Parras³

¹ *E.U.I.T.A. Carretera de Utrera Km 1. 41013 Sevilla. deltoro@us.es*

² *Facultad de Ciencias. Campus de Rabanales. Edif. Marie Curie. 14071 Córdoba. qe1comol@uco.es*

³ *Facultad de Ciencias. Campus de Rabanales. Edif. Marie Curie. 14071 Córdoba. qe1paall@uco.es*

INTRODUCCIÓN

En este trabajo se analiza la aptitud de los Cambisoles del Parque Natural de Grazalema tras la aplicación del programa Evaluator (Del Toro, 1996).

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la determinación analítica se siguieron los métodos oficiales de análisis de suelos y para realizar la evaluación se utilizó un modelo paramétrico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los Cambisoles eútricos se localizan entre 480 y 1180 m de altitud, en pendientes superiores al 20%, sobre margas blancas y de color ladrillo y calizas blancas y compactas. Presentan contenidos moderados en grava que descienden con la profundidad, valores de pH ligeramente superiores a 6, contenidos en materia orgánica superiores a 30 g/Kg suelo en superficie y bajos contenidos en carbonatos.

Los Cambisoles dístricos se localizan entre 540 y 980 m de altitud, en pendientes muy variables y sobre areniscas del Aljibe, margas grises y azuladas y calizas compactas. Son suelos ácidos, prácticamente desprovistos de carbonatos.

Los Cambisoles calcaricos se encuentran entre 400 y 1260 m de altitud, en pendientes variables, sobre margas blancas, de color ladrillo, grises y azuladas, calizas tabulares, calizas blancas y rojas compactas y caliza tosca. Son suelos neutros, con contenidos en carbonatos y niveles de calcio y magnesio asimilables que crecen con la profundidad,

Los Cambisoles gleicos se sitúan entre 440 y 930 m de altura, en pendientes suaves, sobre areniscas del aljibe, margas, calizas blancas y rojas y arcillas. Con bajos contenidos en grava, ácidos, descarbonatados y con bajos contenidos en materia orgánica, presentan hierro y manganeso acumulados a menos de 100 cm de profundidad, lo que les confiere características gleicas, debido al movimiento de aguas freáticas (“colgadas”) que propician la movilización de estos metales.

En la tabla 1 se presentan los resultados de la aplicación de programa Evaluator

Tabla1.- Distribución porcentual de los Cambisoles del Parque de Grazalema en clases de aptitud

		Óptima	Muy buena	Buena	Moderada	Inadecuada
Alcornocal	CMe	-	-	100,00	-	-
	CMd	-	-	95,31	4,69	-
	CMc	-	-	28,21	51,26	20,53
	CMg	-	-	80,28	19,72	-
Encinar	CMe	-	14,19	57,43	-	28,38
	CMd	-	-	-	23,66	76,34
	CMc	2,46	20,02	65,11	7,49	4,92
	CMg	-	-	19,81	30,19	50,00
Matorral	CMe	-	-	100	-	-
	CMd	-	-	-	33,26	66,74
	CMc	-	5,04	84,75	7,68	2,52
	CMg	-	-	19,81	19,81	60,38
Pastizal	CMe	-	-	71,62	28,38	-
	CMd	-	-	9,38	38,17	52,46
	CMc	-	-	89,81	7,67	2,52
	CMg	-	-	9,86	9,86	80,28
Pinsapar	CMe	-	28,57	42,86	28,57	-
	CMd	-	-	19,02	23,71	57,27
	CMc	-	15,37	69,27	15,37	-
	CMg	-	-	9,48	19,91	70,62
Quejigal	CMe	-	-	71,62	28,38	-
	CMd	-	-	9,38	28,57	62,05
	CMc	-	7,67	84,65	7,67	-
	CMg	-	-	29,72	9,91	60,38

CONCLUSIONES

El 100% de los Cambisoles eútricos presentan buena aptitud para el alcornocal y matorral. Los Cambisoles calcáricos son muy aptos (Clases Óptima, Muy Buena y Buena) para encinar (88%), pastizal (90%), Pinsapar (85%) y quejigal (93%), si bien solo en el caso del encinar existen suelos con una aptitud considerada como óptima.

BIBLIOGRAFÍA

- Del Toro, M. (1996): Capacidad de uso forestal de los suelos del Parque natural “Sierra de Grazalema” en base a sus propiedades químicas”. *Tesis Doctoral. Univ. Sevilla*
- Del Toro, M. (1996). Evaluador. Programa de evaluación forestal de suelos. *N.R.P.I.: Se-4704*.

CAMBIOS EDÁFICOS EN LA MARISMA DE DOÑANA Y SU RELACIÓN CON LA INVASIÓN DE *Azolla filiculoides*

L.V. García (*), E. Gutiérrez, J.L. Espinar, J. Cara, L. Clemente

Departamento de Geoecología, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC).
Avda. Reina Mercedes nº 10, 41012-Sevilla, (*) Autor para correspondencia: ventura@cica.es

INTRODUCCIÓN

La Marisma de de Doñana es una extensa planicie dominada por suelos arcillosos, calcáreos y salinos (Clemente *et al.*, 1998) que se inunda estacionalmente -por efecto de la lluvia y de algunos arroyos- y acoge a una de las poblaciones de aves acuáticas más importantes de Europa (Clemente *et al.* 2004). En 2001 uno de los autores (J.L. Espinar) documentó por primera vez la presencia del helecho de origen americano *Azolla filiculoides*, una especie invasora con capacidad para fijar el N atmosférico, que acabó extendiéndose por el humedal en los años siguientes (Cobo y Bañuls, 2005).

En este trabajo se analizan los cambios ambientales ocurridos en la marisma de Doñana con anterioridad a la invasión, en relación con lo acaecido en anteriores episodios de invasión por *Azolla* de otras áreas naturales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se han recopilado antecedentes relacionados con los requerimientos ambientales de *Azolla* y con los cambios en el medio físico y biótico documentados en la zona de estudio que pudieran haber afectado a parámetros reconocidos como críticos para la expansión de mismo, tales como el régimen de inundación o los niveles de nutrientes o sales solubles en el medio (Serag *et al.* 2001).

Se ha estudiado la evolución de diversos parámetros del horizonte superficial del suelo (carbonatos, sales solubles, contenido total de N y P y disponibilidad de fósforo y algunos micronutrientes) en una treintena de sitios de la marisma de Doñana que fueron muestreados en el periodo 1985-87 y, nuevamente, en el periodo 2000-02.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de los antecedentes ha permitido detectar distintos cambios ocurridos en la zona de estudio con incidencia en los parámetros que condicionan la proliferación de *Azolla*. Por un lado, la presencia de un dique periférico de protección, ampliado en 1998, que minimiza los intercambios con el estuario, propicia el embalsamiento del agua de inundación y afecta a la persistencia y movilidad de la lámina de agua (Clemente *et al.* 2004). En segundo lugar, el acusado incremento de los efectivos de aves carnívoras en la zona (CSIC-MMA-JA, 2003) que generan detritos con alto contenido en fósforo. Por último, la deficiente depuración de un arroyo que vierte a la Marisma ha contribuido a la entrada de N y P por la zona N de la misma (Serrano *et al.*, 2006). En conjunto, dichos cambios tienden a mitigar varios de los factores que han venido reconociéndose como principales limitantes de la expansión del helecho en otras áreas, que en la zona de estudio

serían –originalmente– el carácter efímero, salino y móvil de las aguas de inundación y la escasez de fósforo en el medio.

El análisis de los datos edáficos arroja resultados concordantes con el estudio de antecedentes. Los cambios más importantes ocurrieron en la disponibilidad de P y Fe (aumentos del 62 y 71%, respectivamente), precisamente los dos nutrientes que más limitan el desarrollo de *Azolla* en medios alcalinos y cuya adición conjunta maximiza su crecimiento en el laboratorio (Talley y Talley, 1977). El contenido total de P del suelo también aumentó de forma significativa ($p < 0.009$), pero en menor medida (10%), mientras que el de N y la salinidad experimentaron descensos. Dichos cambios químicos generan un ambiente mucho más favorable para el invasor (Serag et al. 2002).

CONCLUSIONES

Entre 1985 y 2002 se han detectado en suelos de la marisma de Doñana una serie de cambios que, conforme a estudios previos, resultan muy favorables para la proliferación del helecho. El análisis de los cambios previos a la invasión, sugiere que la presencia de diques periféricos, la excesiva concentración de aves (particularmente las carnívoras) y los vertidos de un arroyo en la zona N han contribuido a mitigar los factores que, en condiciones naturales, hubieran podido limitar la invasión.

BIBLIOGRAFÍA

- Clemente L., García L.V., Espinar J.L., Cara J.S., Moreno A. (2004). Las marismas del Parque Nacional de Doñana. *Investigación y Ciencia*. 332: 72-83.
- Clemente L., García L.V., Siljeström P. (1998). Suelos del Parque Nacional de Doñana. Organismo Autónomo Parques Nacionales, MMA, Madrid, 206 pp.
- Cobo D, Bañuls S. (2005). Control de especies exóticas en el Parque Nacional de Doñana. Memoria de resultados. Año 2004. Ministerio de Medio Ambiente. 14 pp.
- CSIC-OAPN-JA (2003). Informe anual sobre aves acuáticas. Año 2001/02. 46 pp.
- Talley S.N., Talley B.J. (1977) Nitrogen fixation by *Azolla* in rice fields. In Hollaender et al. (Eds.) In: *Genetic Engineering for Nitrogen fixation*, 259-281. Plenum Press, New York.
- Serag M.S., Khedr A.H. (2001). Vegetation-environment relationships along El-Salam Canal, Egypt. *Environmetrics* 12: 219-232.
- Serrano, L.; Bravo, M.A.; Jimenez, A. et al. (2006) La contaminación por eutrofización en arroyos que vierten a la Marisma de Doñana. V Congreso Ibérico de gestión y planificación del agua. Faro.

DISTRIBUCIÓN Y VARIABILIDAD ESPACIAL DE ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS SUELOS DEL PARQUE NACIONAL DE GARAJONAY (LA GOMERA, ISLAS CANARIAS)

J.A. Guerra¹, A. Rodríguez-Rodríguez², C.D. Arbelo², J.L. Mora², C.M. Armas², J.S. Notario²

¹ *Gestión del Medio Rural de Canarias. joseagg@mercocanarias.com*

² *Departamento de Edafología y Geología. Universidad de La Laguna. antororo@ull.es*

INTRODUCCIÓN

El principal objetivo de este trabajo será intentar reflejar la variabilidad espacial de determinadas características de los suelos de Garajonay, Parque Nacional ubicado en la Isla de La Gomera, mediante la utilización de herramientas SIG.

Para dicho fin, se tratará de confeccionar una cartografía paramétrica que refleje la distribución, en los suelos del Parque Nacional de Garajonay, de algunas propiedades físicas de interés, como son la textura (arcilla, limo y arena), la profundidad útil, la capacidad de retención de agua en el suelo en el punto de capacidad de campo y la capacidad de retención de agua útil.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la realización de la cartografía paramétrica se tomó como base, una malla de 192 puntos de muestreo distribuidos por todo el Parque, en los cuales se ha recogido y analizado en laboratorio muestras de suelo superficial con una profundidad equiparable al horizonte de enraizamiento (Departamento de Edafología, 2001).

Para el tratamiento de los datos y la confección de esta cartografía paramétrica ha sido imprescindible la utilización de la geostatística (Isaaks et al., 1989). El software utilizado para la realización de este estudio ha sido el SPSS 14 y la extensión de análisis geostatístico que posee a ArcGIS 9.

De esta manera, los datos utilizados para la elaboración de esta cartografía, han tenido que pasar por tres fases (Moral, 2003), como son: el análisis exploratorio de los datos, en la que se comprueba la consistencia de estos datos; el análisis estructural, en el que se estudia la continuidad espacial de las variables y la fase de predicción, en la que se estima el valor de la variable en los puntos no muestreados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras las fases de análisis exploratorio y estructural de las variables se han realizado los mapas de predicción, utilizando las técnicas de interpolación más apropiadas para cada variable. En la tabla 1 se presenta la predicción del error de cada una de las variables a estudio en función de la técnica utilizada.

VARIABLES	EM	ECM	EEP	ME	ECME
Arcilla ¹	-0,1605	7,756	6,58	-0,0314	1,143
Limo ¹	-0,001445	6,832	7,312	0,00045	0,931
Arena ¹	-0,0157	9,315	9,128	0,00387	1,014
Profundidad útil ¹	-0,05923	48,93	46,87	0,00111	1,062
Capacidad de campo ²	-0,03788	8,809	9,143	-0,003	0,9809
Agua útil ²	0,001225	7	8,064	-0,003	0,8938

EM = Error medio; ECM = Error cuadrático medio; EEP = Error estándar promedio; ME = Media estandarizada; ECME = Error cuadrático medio estandarizado.

¹ La técnica de interpolación utilizada ha sido el kriging ordinario.

² La técnica de interpolación utilizada ha sido el cokriging ordinario.

Tabla 1. Predicción del error de las variables a estudio.

Como se observa en la figura 1, el contenido de arcilla es bajo en la mayoría de los suelos, el contenido en limos es mayoritariamente medio-alto y el de arenas tiene valores medios. La mayor parte de los suelos del Parque son profundos o muy profundos. Por último, la capacidad de retención de agua en el suelo en el punto de capacidad de campo y la capacidad de retención de agua útil es alta y muy alta en la práctica totalidad de los suelos del Parque, como es normal para suelos ándicos como los que predominan en el en la zona de estudio.

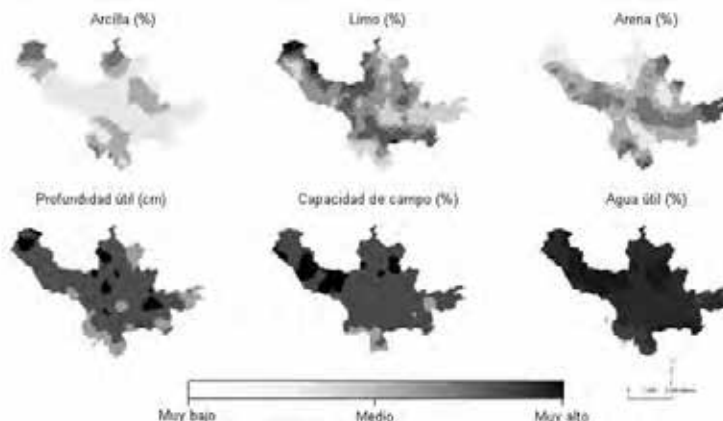


Figura 1. Mapas de predicción de los diferentes parámetros edáficos a estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGÍA (2001). Inédito. Asistencia Técnica para el desarrollo y ejecución del Plan Complementario Edafológico del Programa de Seguimiento Ecológico en el Parque Nacional de Garajonay.
- ISAAKS, E. H. Y SRIVASTAVA, R.M. (1989). An introduction to applied geostatistics. New York Oxford, Oxford University Press, 561 p.
- MORAL GARCÍA, F.J. (2003). La representación gráfica de las variables regionalizadas. Geoestadística lineal. Servicio de Publicaciones. Universidad de Extremadura. 157 pp.

DISTRIBUCIÓN Y VARIABILIDAD ESPACIAL DE ALGUNAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE LOS SUELOS DEL PARQUE NACIONAL DE GARAJONAY (LA GOMERA, ISLAS CANARIAS)

J.A. Guerra¹, A. Rodríguez-Rodríguez², C.D. Arbelo², J.L. Mora², C.M. Armas², J.S. Notario²

¹ *Gestión del Medio Rural de Canarias. joseagg@mercocanarias.com*

² *Departamento de Edafología y Geología. Universidad de La Laguna. antororo@ull.es*

INTRODUCCIÓN

El principal objetivo de este trabajo será intentar reflejar la variabilidad espacial de determinadas características de los suelos de Garajonay, Parque Nacional ubicado en la Isla de La Gomera, mediante la utilización de herramientas SIG.

Para dicho fin, se tratará de confeccionar una cartografía paramétrica que refleje la distribución, en los suelos del Parque Nacional de Garajonay, de algunas propiedades químicas de interés, como son el carbono orgánico, nitrógeno total, fósforo, potasio, calcio y magnesio asimilable.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la realización de la cartografía paramétrica se tomó como base, una malla de 192 puntos de muestreo distribuidos por todo el Parque, en los cuales se ha recogido y analizado en laboratorio muestras de suelo superficial con una profundidad equiparable al horizonte de enraizamiento (Departamento de Edafología, 2001).

Para el tratamiento de los datos y la confección de esta cartografía paramétrica ha sido imprescindible la utilización de la geostatística (Isaaks et al., 1989). El software utilizado para la realización de este estudio ha sido el SPSS 14 y la extensión de análisis geostatístico que posee a ArcGIS 9.

De esta manera, los datos utilizados para la elaboración de esta cartografía, han tenido que pasar por tres fases (Moral, 2003), como son: el análisis exploratorio de los datos, en la que se comprueba la consistencia de estos datos; el análisis estructural, en el que se estudia la continuidad espacial de las variables y la fase de predicción, en la que se estima el valor de la variable en los puntos no muestreados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras las fases de análisis exploratorio y estructural de las variables se han realizado los mapas de predicción, utilizando las técnicas de interpolación más apropiadas para cada variable. En la tabla 1 se presenta la predicción del error de cada una de las variables a estudio en función de la técnica utilizada.

VARIABLES	EM	ECM	EEP	ME	ECME
Carbono orgánico ¹	-0,00093	3,254	4,054	-0,006	0,805
Nitrógeno total ¹	0,000075	0,2195	0,2374	0,0046	0,9225
Fósforo asimilable ²	-0,4973	15,1	15,3	-0,0513	1,124
Potasio asimilable ²	-0,00958	0,5523	0,5438	-0,0321	1,181
Calcio asimilable ²	0,003348	5,936	5,445	-0,0063	1,104
Magnesio asimilable ²	-0,063	3,209	2,991	0,00089	1,127
EM = Error medio; ECM = Error cuadrático medio; EEP = Error estándar promedio; ME = Media estandarizada; ECME = Error cuadrático medio estandarizado.					
¹ La técnica de interpolación utilizada ha sido el cokriging ordinario.					
² La técnica de interpolación utilizada ha sido el kriging ordinario.					

Tabla 1. Predicción del error de las variables a estudio.

En cuanto a los diferentes parámetros edáficos estudiados, tras la realización del análisis espacial de la distribución de las diferentes variables (figura 1), se puede observar como en la mayor parte de los suelos del Parque existen altos contenidos de carbono orgánico y nitrógeno total, mientras que los niveles de algunos de los elementos asimilables (P, K, Ca y Mg), son por lo general bajos, en una gran extensión del Parque Nacional y pueden constituir un limitante para el desarrollo de la vegetación.

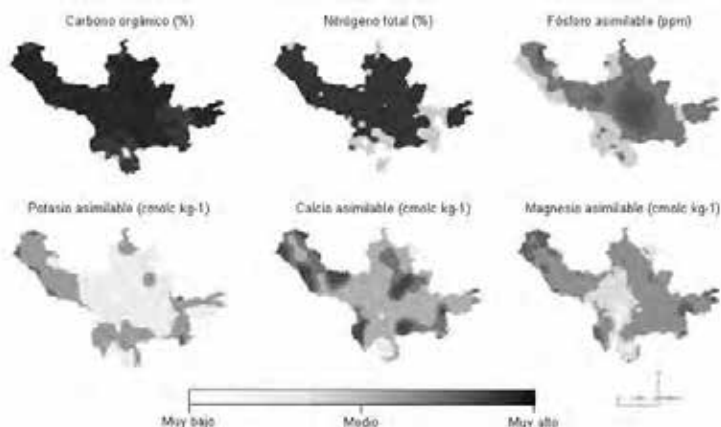


Figura 1. Mapas de predicción de los diferentes parámetros edáficos a estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGÍA (2001). Inédito. Asistencia Técnica para el desarrollo y ejecución del Plan Complementario Edafológico del Programa de Seguimiento Ecológico en el Parque Nacional de Garajonay.
- ISAAKS, E. H. Y SRIVASTAVA, R.M. (1989). An introduction to applied geostatistics. New York Oxford, Oxford University Press, 561 p.
- MORAL GARCÍA, F.J. (2003). La representación gráfica de las variables regionalizadas. Geoestadística lineal. Servicio de Publicaciones. Universidad de Extremadura. 157 pp.

CARACTERIZACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE UN SUELO AFECTADO POR EL FUEGO

M.T. Iglesias¹, M.J Aroca², M.C. Fernández Bermejo²

¹Universidad Francisco de Vitoria, 28223 Pozuelo de Alarcón, Madrid, Spain.

m.iglesias.prof@ufv.es

² Dpto Edafología, UCM, Plaza de Ramón y Cajal s/n, 28040 Madrid, Spain. carmenf@ucm.es

INTRODUCCIÓN

El impacto del fuego sobre las propiedades del suelo ha sido muy estudiado en todo el mundo, llegándose a la conclusión de que origina importantes modificaciones del ecosistema natural (Adams and Boule, 1980). Las cenizas de la vegetación incinerada aportadas al suelo incrementan significativamente los valores de calcio, potasio, magnesio, hierro, pH, CE y CIC en los primeros meses después del incendio y además el incremento de calor en el suelo produce el colapso de algunas estructuras minerales que sufren cambios irreversibles. (Iglesias et al, 2003, Ketterings et al. 2.000, Ulery et al, 1996). Estas variaciones se encontraron en el suelo del monte Lancharón en Arenas de San Pedro (Avila), al estudiarlo seis meses después de un incendio (1987). El objeto de este trabajo es analizar los mismos parámetros edáficos después de quemarse la vegetación y transcurridos quince años.

MATERIAL Y MÉTODOS

El presente estudio se ha llevado a cabo en una ladera de pendientes superiores al 35%, La vegetación original corresponde a una masa adulta de pino rodeno (*Pinus pinaster* Ait.), que tras el paso del fuego ha sido sustituida por vegetación arbustiva. Se estudian 10 muestras de suelo (0-10 cm), dos de estas muestras (testigos) han sido recogidas en una zona no quemada adyacente al área incendiada, el resto de puntos de muestreo se han seleccionado sobre el área quemada siguiendo un muestreo sistemático y lineal por curvas de nivel, a razón de una muestra cada 100 metros. Se analizan los siguientes parámetros físicos y químicos: textura, repelencia al agua, CE (1:5), pH en H₂O (1:2,5), C orgánico (Walkley-Black), N total y CIC.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Todos los suelos estudiados presentan textura franco-arenosa. La tabla resumen a continuación muestra los valores medios de los parámetros estudiados así como los p-valores asociados a los test t-student para el contraste de medias entre suelos quemados y no quemados.

[CE: Conductividad eléctrica; CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico.

** Totalmente significativo * Nivel de significación bajo (0,01 – 0,05) · No significativo]

Parámetro	Grupo	Media	D.S.	p-valor	Signif.
pH	Testigo (T)	4,85	0,11	0,002	**
	Quemado (Q)	5,75	0,27		
C.E. (dS/m)	T	0,047	0,008	0,016	*
	Q	0,032	0,006		
Ntotal (%)	T	0,28	0,01	0,878	·
	Q	0,27	0,10		
Ctotal (%)	T	11,46	2,02	0,101	·
	Q	7,76	2,59		
Ca (cmol/kg)	T	6,97	1,10	0,496	·
	Q	8,18	4,26		
Mg (cmol/kg)	T	1,60	0,06	0,744	·
	Q	1,80	0,79		
K (cmol/kg)	T	0,49	0,03	0,388	·
	Q	0,65	0,24		
Na (cmol/kg)	T	0,28	0,01	0,865	·
	Q	0,30	0,15		
CIC	T	36,13	0,26	0,028	*
	Q	26,26	10,10		
Mn (mg/kg)	T	292,2	29,84	0,135	·
	Q	585,4	238,1		
Cu (mg/kg)	T	14,3	4,3	0,234	·
	Q	17,2	2,5		
Zn (mg/kg)	T	66,4	9,6	0,762	·
	Q	70,0	15,0		

CONCLUSIONES

El efecto producido por episodios recurrentes de fuego sobre la mayoría de propiedades físicas y químicas en la superficie (0-10cm) de suelos tipo Humic-Cambisol sobre esquistos, en laderas de relativa pendiente y bajo vegetación original de pinares (*Pinus pinaster* Ait.), no resulta significativo transcurridos 15 años. Tan sólo el pH (T<Q), la Capacidad de Intercambio Catiónico (T>Q) y la Conductividad Eléctrica (T>Q) parecen mantener ciertas diferencias. Así mismo la repelencia al agua resultó mayor antes del incendio en estos primeros centímetros.

BIBLIOGRAFÍA

- Adams.PW. and Boyle.J.R. (1980). Effects of fire on soil nutrients in clearcut and whole-tree harvests sites in central Michigan. Soil. Sci. Soc. Am. J. 44.4:847-849
- Iglesias, T., Fernandez Bermejo, MC. y Gonzáles, J. (2003). Wildfire effects on soil mineralogy in a coniferous woodland in central Spain. Aplied estudy of cultural heritage and clays. 541-571.
- Ketterings Q.M., Bigham J.M., Laperche V. (2000). Changes in soil mineralogy and texture caused by slash-and-burn fires in Sumatra, Indonesia. Soil Sic. Soc. Am. J. 64: 1108–1117.
- Ulery A.L., Graham R.D., Bowsen L.H. (1996). Forest fire effects on soil phyllosilicates in California. Soil Sci. Soc. Am. J 60: 309-315.

AUTOSEMEJANZA LOGARÍTMICA CON CASCADAS MULTIPLICATIVAS: UN MODELO NUEVO PARA LA DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS

M. A. Martín¹, C. García-Gutiérrez¹

¹ *Dpto. Matemática Aplicada a la Ing. Agronómica. E.T.S.I. Agrónomos. Av. Complutense s/n 28040 Madrid. Universidad Politécnica de Madrid. miguelangel.martin@upm.es*

INTRODUCCIÓN

La descripción estadística de la distribución de tamaños de las partículas del suelo tiene un enorme interés científico en una gran variedad de aspectos: muchas propiedades del suelo, por ejemplo, las mecánicas, hidráulicas y agrícolas, y numerosos procesos, como los de transporte de solutos o contaminantes, están influidos por esta distribución. Un conocimiento detallado de esta distribución podría servir para describir mejor los procesos mencionados y para mejorar el manejo agrícola de los suelos.

Usualmente, los datos que se obtienen de la textura del suelo para partículas menores que 2 mm son los porcentajes de arcilla, limo y arena. El uso de herramientas fractales matemáticas y de la hipótesis de la autosemejanza a escala logarítmica, nos permiten modelizar completamente esta distribución usando únicamente los datos texturales arriba mencionados.

El uso de cascadas multiplicativas en la simulación permite también la introducción de factores aleatorios en la simulación de la textura del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para testar y comparar la nueva modelización se usaron datos de 171 suelos del Soil Conservation Service (1975). Estos datos incluyen los porcentajes de masa de 8 intervalos de partículas con tamaños menores que 2 mm. Con estos datos se hicieron simulaciones texturales con el modelo autosemejante anterior (Martín & Taguas, 1998) y con el modelo nuevo. Se hicieron simulaciones usando solamente 2 ó 3 datos texturales como datos de entrada y se halló el error (Taguas et al., 1999) de las simulaciones comparando los datos obtenidos con todos los datos texturales.

También se hallaron parámetros multifractales de heterogeneidad para obtener una caracterización continua de la textura, en vez de en clases texturales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El error medio cometido con el nuevo modelo (10,90) es menor que el error medio con el anterior modelo (14,67). El error cometido con el nuevo modelo fue menor que el obtenido con el anterior modelo en el 70,25% de los suelos.

Los resultados mostraron que cuanto menor es el factor aleatorio introducido en la simulación, mejores son los resultados de esta, reforzando así la hipótesis de autosemejanza estricta.

Los parámetros de heterogeneidad obtenidos, los exponentes de Hölder $\alpha(0)$, $\alpha(1)$ (dimensión de entropía) y $\alpha(1)/\alpha(0)$, son capaces de discriminar entre diferentes texturas a la hora de clasificar los suelos.

CONCLUSIONES

Proponemos un nuevo modelo basado en la invarianza de escala del suelo, que usa cascadas multiplicativas, para la simulación de la distribución de tamaños de partículas del suelo.

Este modelo ha sido testado en datos publicados y mejora sustancialmente las simulaciones de modelos anteriores. También proporciona parámetros de heterogeneidad que pueden ser usados para caracterizar cuantitativamente la textura del suelo o para determinar otras propiedades del suelo cercanas a ella.

BIBLIOGRAFÍA

- Martín, M.A. and Taguas, F.J. (1998) Fractal modelling, characterization and simulation of particle-size distributions in soil. *Proc. R. Soc. Lond.* **454**(A): 1457-1468.
- Taguas, F.J., Martín, M.A., Perfect, E. (1999) Simulation and testing of self-similar structures for particle-size distributions using iterated function systems. *Geoderma* **88**: 191-203.

MINERALOGÍA Y GEOQUÍMICA DE SUELOS DESARROLLADOS SOBRE MATERIALES METAMÓRFICOS EN LA REGIÓN DE MURCIA

S. Martínez¹, A. Faz¹, J.M. Arocena², J.A. Acosta¹, I. Manteca¹

¹Grupo de investigación: Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de suelos y aguas. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, nº 52, 30203, Cartagena. Murcia. silvia.martinez@upct.es.

²Canada Research Chair-Soil and Environmental Sciences, University of Northern British Columbia, 3333 University Way, Prince George, British Columbia, Canada, V2N 4Z9. arocena@unbc.ca

INTRODUCCIÓN

La mineralogía juega un papel importante para comprender la génesis y las propiedades físicas y químicas de los suelos. El estudio de los minerales primarios en la fracción arena suministra información sobre el tipo y cantidad de minerales meteorizables, la morfología de los granos minerales, la naturaleza de las rocas madre y las fases de los procesos de meteorización, así como los procesos acontecidos en los suelos.

El objetivo de este estudio fue determinar los contenidos de los elementos principales y conocer la composición mineralógica en los diferentes horizontes de suelo en las áreas estudiadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

En este estudio se seleccionaron 6 perfiles de suelo desarrollados de rocas madre de naturaleza metamórfica en la Región de Murcia (metamorfismo alpino, Cordilleras Béticas, dominio Bético s.s.): (1) Micaesquistos grafitosos Paleozoicos del Complejo Nevado-Filábride situados en Calarreona (Cartagena); 2) Filitas rojas (argilitas metamórficas) Permo-Triásicas del Complejo Ballabona – Cucharón tomadas en la Sierra del Puerto (Murcia); 3) Micaesquistos Paleozoicos del complejo Alpujárride Inferior situados en Calnegre (Mazarrón); 4) Micaesquistos Permo-Triásicos del Complejo Nevado Filábride localizados en Sierra Almenara (Lorca); 5) Cuarcitas beiges Permo-Triásicas del Bético Indiferenciado tomadas en Sierra Carrascos (Murcia); 6) Cuarcitas Permo-Triásicas de las Unidades Intermedias en la Sierra de la Torrecilla (Lorca) (IGME, 1974).

Estas áreas mediterráneas se caracterizan por las bajas precipitaciones y elevada evapotranspiración, donde la naturaleza del material parental tiene una fuerte influencia sobre el

desarrollo y evolución del suelo, debido a que los suelos se encuentran en una fase temprana de desarrollo.

Los suelos fueron macromorfológicamente descritos siguiendo la guía F.A.O.-I.S.R.I.C. (1990). Para la caracterización edáfica de estos perfiles se realizaron las siguientes determinaciones analíticas: pH (Peech, 1965), conductividad eléctrica (Bower y Wixcox, 1965), carbono orgánico (Duchaufour, 1970), nitrógeno total (Duchaufour, 1970), carbonato cálcico equivalente (calcímetro de Bernard), capacidad de intercambio catiónico (Chapman, 1965) y análisis granulométrico utilizando el método de la pipeta de Robinson y el sistema F.A.O.-I.S.R.I.C (1990).

La técnica analítica utilizada para estimar los contenidos de Na, K, Ca, Al, P, Si, Mg, Mn, Fe y Ti fue el ICP-MS, después de una digestión ácida (HF+HNO₃) en microondas (EPA 3052). La difracción de rayos X fue usada para determinar la composición mineralógica de las fracciones arcilla y arena. La identificación mineral de la arcilla fue llevada a cabo mediante la saturación de las láminas con Ca y K, empleando diferente temperatura, humedad relativa, y tratamientos de solvatación con etilen glicol y glicerol. La identificación de los minerales principales en la fracción arcilla se basó en los siguientes criterios: (A) mica: 1.0 nm (en todos los tratamientos), (B) esmectita: 1.7 nm (tratamientos de Ca-Gly y Ca-EG), (C) clorita: reflexiones de 1.4 nm y (C) caolinita: reflexiones de 7.1 nm (Arocena y Sanborn, 1999).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los perfiles de suelo se clasifican como: Aridic Haploxeroll (1), Lithic Haploxeroll (3), y Lithic Torriorthents (2), (4), (5) y (6). En general, los resultados de las propiedades y características de los perfiles de suelo (Tabla 1) muestran que se trata de suelos básicos, con textura franco arenosa, no salinos, con baja a media capacidad de intercambio catiónico, con contenidos nulos o casi nulos de CaCO₃, excepto el perfil 3 (20,9%), y finalmente, porcentajes de C.O que oscilan entre 0,1 a 2,8 %.

Las concentraciones de elementos mayoritarios y principales minerales de la fracción arena y arcilla aparecen reflejados en la Tabla 2 y 3, respectivamente.

Tabla 1. Propiedades físicas y físico-químicas de suelos metamórficos localizados en la Región de Murcia.

Muestra	Hor.	pH H ₂ O	pH KCl	C.E. (μS/cm)	C.I.C. (cmol/kg)	% C.O. Total	% N Total	C/N	% CaCO ₃	% Clay
Mica esquistos (1) grafitosos	A1	7,9	7,3	372	7,2	1,3	0,14	1,1	0,0	8,4
	A2	7,7	7,3	855	5,7	0,2	0,09	0,1	0,0	8,1
	A/C	8,0	7,7	1.473	3,8	0,1	0,08	0,0	0,0	7,2
	C	8,0	7,8	3.450	2,2	0,3	0,07	0,3	2,2	5,5
Filitas (2)	A	7,6	7,0	677	12,0	1,6	0,17	9,8	0,0	17,5
	R/A	7,8	6,9	516	14,0	1,1	0,16	6,6	0,0	30,6
Mica esquistos (3)	A	8,5	7,1	116	7,5	0,6	0,10	6,1	1,0	6,8
Mica esquistos (4)	A	8,1	7,5	197	5,5	0,8	0,06	14,5	20,9	3,1
Cuarcitas (5)	A	7,4	6,9	278	12,2	2,8	0,24	11,4	0,0	11,3
Cuarcitas (6)	A/R	8,1	7,2	184	11,2	1,0	1,07	9,7	0,0	12,3

Tabla 2. Concentraciones de los elementos mayoritarios en los perfiles de suelo.

Muestra	Hor.	Al (g/kg)	Ca (g/kg)	Fe (g/kg)	K (g/kg)	Mg (g/kg)	Mn (mg/kg)	Na (g/kg)	P (mg/kg)	Si (g/kg)	Ti (g/kg)
Mica esquistos (1) grafitosos	A1	52,8	2,47	49,3	16,2	1,98	5893,9	2,57	527,1	269,9	5,89
	A2	52,0	1,88	44,0	15,3	1,79	3567,7	2,72	403,1	281,2	6,05
	A/C	72,0	2,86	38,7	22,9	1,84	2920,4	6,96	324,4	239,0	5,45
	C	78,6	13,40	31,1	23,4	2,17	2131,4	5,98	134,5	230,1	5,73
Filitas (2)	A	57,0	3,96	43,93	32,38	8,82	164,44	2,02	979,23	245,15	4,27
	R/A	59,4	4,08	37,05	28,70	9,75	170,83	1,85	873,46	257,72	4,24
Mica esquistos (3)	A	59,7	1,99	45,68	21,57	6,69	348,09	4,21	960,66	245,83	6,25
Mica esquistos (4)	A	52,0	10,57	39,48	26,53	3,82	359,19	12,38	498,28	256,65	5,14
Cuarcitas (5)	A	35,7	4,07	35,22	14,70	3,65	267,51	1,08	514,44	291,15	2,84
Cuarcitas (6)	A/R	44,2	4,13	21,70	19,21	4,08	262,79	0,65	234,70	304,83	2,62

Tabla 3. Minerales mayoritarios en los horizontes de suelo.

Mues.	Hor.	Minerales fracción arena
(1)	A1	Cua, Mic, Clo, Gra, Anf, Gran, Pir, Hem, Cao, Tal, Zin
	A2	Cua, Mic, Clo, Gra, Anf, Gran, Pir, Hem, Cao, Tal, Zin
	A/C	Cua, Mic, Clo, Gra, Anf, Gran, Pir, Hem, Cao, Tal, Zin
	C	Cua, Mic, Clo, Gra, Anf, Gran, Pir, Hem, Cao, Tal, Zin
(2)	A	Cua, Mic, Clo, Gra, Anf, Gran, Pir, Hem, Cao
	R/A	Cua, Mic, Clo, Gra, Gran, Pir, Hem, Cao, Esm
(3)	A	Cua, Mic, Clo, Gra, Fel 1, Epi, Anf, Pir, Tur, Gran, Cao
(4)	A	Cua, Mic, Clo, Gra, Fel 2, Cal, Nat, Anf, Pir, Gran, Hem, Cad
(5)	A	Cua, Mic, Clo, Fel 2, Pir, Epi, Tur, Gran, Goe, Cao, Yes
(6)	A/R	Cua, Mic, Clo, Fel 2, Pir, Epi, Gran, Goe, Cao

Mues.	Hor.	Minerales fracción arcilla
(1)	A1	Moscovita, Caolinita
	A2	Moscovita, Caolinita
	A/C	Moscovita, Caolinita
	C	Moscovita, Caolinita
(2)	A	Moscovita, Caolinita, Clorita
	R/A	Moscovita, Caolinita, Clorita
(3)	A	Moscovita, Caolinita, Clorita, Esmeclita
(4)	A	Moscovita, Clorita, Caolinita, Esmeclita
(5)	A	Moscovita, Clorita, Caolinita, Esmeclita
(6)	A/R	Moscovita, Caolinita, Esmeclita

Nota: Anf: anfíbol, Mic: mica (moscovita o biotita), Clo: clorita, Cua: cuarzo, Gra: grafito, Gran: granate, Pir: piroxeno, Hem: hematite, Cao: caolinita, Tal: talco, Epi: epidota, Tur: turmalina, Esm: esmeclita, Fel 1: feldespato potásico, Fel 2: feldespato sódico, Nat: natrón, Yes: yeso, Goe: goetita y Zin: zinkenita.

CONCLUSIONES

En general los resultados muestran la inexistencia de diferencias significativas en las propiedades físicas, químicas y mineralógicas entre los suelos estudiados, a excepción de los suelos desarrollados de micaesquistos grafitosos del Paleozoico (1) donde se observa la presencia de la zinkenita en todos sus horizontes, y además, presentan una mayor conductividad eléctrica debido a la presencia de grafito, y un mayor contenido de Mn, posiblemente debido a la actividad hidrotermal que sufrieron estos suelos. De forma general, los minerales predominantes en la fracción arcilla fueron la mica (moscovita), caolinita y clorita; mientras que en la fracción arena resultaron ser cuarzo, mica (moscovita), clorita, grafito, anfíbol (ej: horblenda), granate (ej: almandino y andradita), piroxeno (ej: augita), hematites y caolinita.

AGRADECIMIENTOS

“Caja de Ahorros del Mediterráneo (CAM)” por la financiación de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Arocena, J.M. & Sanborn, P. 1999. Mineralogy and Genesis of Selected Soils and their Implications for Forest Management in Central and Northeastern British Columbia. Canadian Journal of Soil Science, 571-592.

- Bower, C.A. & Wilcox, L.V. (1965). Soluble salts. *Methods or Soil Analysis*. In C.A. Black (ed.). *American Society of Agronomy*. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 933-940.
- Chapman, H.D. (1965). Cation Exchange capacity. In C. A. Black (ed). *Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy*. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 891-900.
- Duchaufour, Ph. (1970). *Précis de Pedologie*. In Masson y Cie. Paris. 481p.
- EPA. 1994. Microwave Assisted Acid digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils. Washington , DC.
- FAO-ISRIC. (1990). *Guidelines for soil description*. 3rd edition (revised). F.A.O. Roma, 70p.
- IGME. (1974). Mapa Geológico de España, 1: 50.000.
- Peech, M. (1965). Hydrogen-ion activity. *Methods or Soil Analysis*. In C.A. Black (ed.). *American Society of Agronomy*. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 914-916.

VARIABILIDAD ESPACIAL DEL Al y Fe ACTIVOS EN SUELOS VOLCANICOS AFECTADOS POR UN INCENDIO FORESTAL

J. Notario¹, E. Fuentes¹, C. Arbelo¹, A. Rodríguez¹, C. Armas¹, J.A. Guerra², J.L. Mora¹

¹ Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna. Avda. Astrofísico Francisco Sánchez S/N. La Laguna (Tenerife) Islas Canarias (ESPAÑA) jnotario@ull.es

² Gestión del Medio Rural de Canarias. joseagg@mercocanarias.com

INTRODUCCIÓN

Se investiga la distribución espacial del Al y Fe activos (extraíbles con oxalato amónico ácido y pirofosfato sódico) en suelos de retamar en la isla de Tenerife, empleando diferentes técnicas de interpolación (geoestadística y determinística) bajo entorno SIG.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se inscribe en el área afectada por el incendio de junio de 2003, en el alto del Pico Cho Marcial (Notario et al., 2007). Los suelos (*Lithic xerorthents*) se han desarrollado sobre basaltos subcrecientes y vegetación de retamar de cumbre. Las muestras (0-5 cm) se tomaron tres meses tras el incendio, en una malla regular (9 x 5) que abarca zonas quemadas y no quemadas. Los elementos químicos se han extraído con oxalato amónico ácido a pH 3 (Al, Fe y Si; Blake-more et al., 1981) o pirofosfato sódico 0.1N (Al y Fe). La localización geográfica (UTM 28N, WGS 1984) se midió con un GPS Garmin eTrex. La geoestadística se estudió en SIG (ESRI ArcGIS 9.1).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Según la Teoría de la Variable Regionalizada (Burrough y MacDonnell, 1997), la variabilidad espacial de un parámetro sigue este modelo:

$Z(x)$ es el valor de la variable aleatoria Z en la ubicación x ; $m(x)$ es la componente determinística (tendencia) de la variable, $\epsilon'(x)$ es la componente estocástica, con correlación espacial de $Z(x)$, y ϵ'' es la variabilidad sin correlación espacial. Dado $m(x)$, se estudia la correlación espacial de los residuales ($\epsilon'(x) + \epsilon''$) (variogramas), para optimizar la interpolación en sitios no muestreados. Si no existe autocorrelación espacial, $Z(x) = m(x) + \epsilon''$. La aplicación de modelos geoestadísticos exige ajuste a una distribución normal. Las pruebas de normalidad ($\epsilon = 0.05$) indican que Al-ox, Al-p y Fe-p cumplen este requisito, y Fe-ox y Si-ox precisan transformación (Log).

El análisis de tendencias indica que Al-ox, Fe-ox y Al-p y Fe-p presentan tendencia cuadrática o cúbica con la longitud, en tanto que Si-ox carece de ella. En latitud, el ajuste de tendencias (R^2) es menos evidente en general, siendo más definido en el caso de Si-ox (cúbica, $R^2 = 0.31$).

El variograma del Al-ox indica ausencia de correlación espacial, pues la semivarianza corresponde a la componente ϵ'' (*Nugget*). Para esta variable, se optó por un método determinístico de interpolación (polinómica local), con bajo error medio y cuadrático, y que correlaciona significativamente con la severidad del incendio (Notario et al., 2006).

Tanto Log (Fe-ox) como Log (Si-ox) mostraron correlación espacial en los residuales (ajustes esférico y exponencial, respectivamente), obteniéndose superficies continuas mediante interpolación vía *Kriging* ordinario, menos evidente en el caso de Log (Si-ox). No existe relación entre la distribución de estas variables y la severidad del incendio. En el caso de Log (Si-ox) parece haber una relación inversa con la densidad de la cubierta vegetal (los valores son mayores bajo suelo desnudo o poco cubierto).

Finalmente, y dado que Al-p y Fe-p están significativamente correlacionados con la distribución de C orgánico total (Walkley-Black), se optó por un *Cokriging* simple para obtener las superficies continuas de estas dos variables, las cuales mostraron una fuerte anisotropía en la variabilidad espacial (mayor en la dirección SW-NE). Así, la distribución de Al-p parece estar simultáneamente asociada a la de C orgánico y a la severidad del incendio, mientras que la de Fe-p sólo lo está al C orgánico total.

CONCLUSIONES

La aplicación de técnicas geoestadísticas a la obtención de superficies continuas de Al, Fe y Si activos en suelos quemados se perfila como una herramienta útil y potente, permitiendo visualizar la variabilidad espacial de las variables estudiadas, y estudiar su relación con otros factores implicados (severidad, C orgánico, cubierta vegetal, etc.).

BIBLIOGRAFÍA

- Blakemore, L.C.; Searle, P.L.; Daly, B.K. (1981) Soil Bureau laboratory methods: A. Methods for chemical analysis of soils. Newland Soil Bureau Scientific Report 10 A. CSIRO. Lower Hutt, New Zealand, A5-A8
- Burrough, P.A.; McDonnell A. (1997). Principles of Geographic Information Systems. Oxford University Press. Oxford, 333 pp.
- Notario, J.; Dorta, I.; Arbelo, C.; Rodríguez, A.; Navarro, F.; Armas, C.; Guerra, J.; Mora, J.L. (2006) Soil solution data alter a wildfire to estimate fire severity. Proceedings ISCO 2006. Marrakech (Marruecos).
- Notario, J.; Dorta, I.; Navarro, F.; Arbelo, C.; Rodríguez, A.; Armas, C.; Guerra, J.; Mora, J.L. (2007). Temporal evolution of organic carbon and nitrogen forms in volcanic soils under broom scrub affected by a wildfire. Sci. Total Env., 378: 245-252.

ESTUDIO SIMULTÁNEO DE LA CORRIENTE DE ELECTRÓLISIS Y DEL POTENCIAL EN UN SUELO SOMETIDO A ELECTORREMEDIACIÓN COMO CRITERIO DE ANÁLISIS EDAFOLÓGICO

M.M.Vázquez¹, D.A. Vasco¹, F.Hernández-Luis², C.D.Arbelo³

¹Instituto de Química, Universidad de Antioquia, A.A.1226, Medellín, Colombia.

²Departamento de Química Física, Universidad de La Laguna 38206, Tenerife, España. ffhelu@ull.es

³Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna 38206, Tenerife, España. carbelo@ull.es

INTRODUCCIÓN

En los estudios de electrorremediación y electrocaracterización de suelos, el monitoreo de la corriente de electrólisis durante el tratamiento electrocinético es una herramienta de interés para interpretar el comportamiento de los suelos bajo estudio [Vázquez et al 2004, 2007]. Por otra parte, la acción del campo eléctrico aplicado provoca una serie de modificaciones sobre el suelo, especialmente cambios locales de pH y creación de zonas de distinto poder óxido-reducción en las regiones más próximas a las cámaras de los electrodos. En este trabajo se presentan resultados obtenidos al monitorear simultáneamente la corriente de electrólisis y el potencial de los segmentos de suelo más próximos a las cámaras de los electrodos, con el propósito de evaluar su utilidad para el análisis edafológico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó con una muestra de Andisol (horizonte A) proveniente del parque “Piedras Blancas” de la región del oriente de Antioquia (Colombia). Este suelo fue secado a temperatura ambiente y tamizado con una malla de 2mm. Una vez preparada una pasta con agua deionizada, el material fue incorporado a las células utilizadas en el laboratorio en trabajos anteriores [Vázquez et al 2004, 2007] y se aplicó un campo eléctrico constante de 120 V.m^{-1} entre los electrodos de grafito. Este tratamiento se mantuvo por 24 horas. Durante el tratamiento se monitoreo la corriente de electrólisis y la diferencia de potencial establecida entre electrodos de grafito auxiliares en contacto con los segmentos del suelo en contacto con las cámaras de los electrodos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las variaciones de la corriente de electrólisis en los distintos experimentos realizados, muestra el comportamiento típico, que se caracteriza por un aumento inicial de la corriente a medida que se produce la difusión y migración iónica desde el suelo a las cámaras de los electrodos. Luego de alcanzar un máximo de corriente esta disminuye paulatinamente hasta alcanzar un estado

estacionario que se correspondería con un control del proceso, por las especies iónicas retenidas con mayor fuerza dentro del suelo. Este tipo de variación, permite analizar el comportamiento resistivo del suelo y por lo tanto es factible relacionarlo con las medidas tradicionales de conductividad, capacidad de intercambio catiónico, etc.

Las variaciones de potencial en el suelo durante el tratamiento permiten verificar de qué manera se van generando zonas oxidantes y reductoras en los extremos del suelo. Este tipo de medidas se realizan en presencia de distintos agregados de electrolitos fuertes para evaluar la estabilidad, desde el punto oxido reductor del suelo bajo estudio.

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares obtenidos indican que la análisis integrado de la variación de corriente de electrólisis y del potencial en el interior del suelo, durante el tratamiento electrocinético, puede resultar en una herramienta de análisis sencilla y relacionada cercanamente al comportamiento del suelo en condiciones naturales, en lo referente al transporte iónico en la solución de suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Vázquez M.V., Hernández-Luis, Grandoso D., Arbelo C.D., (2004) Study of the Electrical Resistance of Andisols Subjected to Electro-Remediation Treatment. *Portugaliae Electrochimica Acta* 22, 399-410.
- Vázquez M.V., Hernández-Luis F., Benjumea D., Grandoso D., Lemus M., Arbelo C.D. (2007). Electrokinetic determination of the buffer capacity of Andisols. *Science of the Total Environment* 378, 214-217.

ÁREA TEMÁTICA 2

Erosión de suelos

EROSIÓN DE SUELOS: ASPECTOS SOBRE SU EVALUACIÓN Y PERSPECTIVAS A MEDIO PLAZO.

J. Sánchez

Centro de Investigaciones sobre Desertificación. CIDE. juan.sanchez@uv.es

INTRODUCCIÓN:

La erosión hídrica constituye el principal proceso de degradación que afecta a los suelos y representa una de las formas más completas de degradación que engloba tanto la degradación física del suelo como la química y la biológica. La eliminación de la vegetación para la puesta en cultivo altera el equilibrio natural, con disminución de la materia orgánica y consiguiente pérdida de nutrientes y el deterioro de la fertilidad del suelo, a la vez que provoca importantes cambios en las propiedades físicas, dado el papel que juega en la formación y estabilización de los agregados. No se trata de un fenómeno reciente, sino más bien crónico siendo objeto de debate el papel que ha desempeñado la actividad humana en tiempos históricos, principalmente con el desarrollo de la agricultura.

Si la expansión de la agricultura ha desempeñado un papel importante en la presencia de los procesos erosivos, el abandono de los cultivos puede ser otro factor desencadenante. La construcción de terrazas con el fin de aumentar la superficie de suelo productivo, un rasgo característico del paisaje antropizado en las zonas de relieve más ondulado, o en las montañas, ha sido una práctica que se viene realizando desde tiempos históricos. El abandono agrícola, y de las prácticas de conservación y mantenimiento que requieren estas estructuras, ha desencadenado, en repetidas ocasiones el desmoronamiento de bancales, con fuerte desarrollo de morfologías erosivas sobre todo cuando el material de origen es no consolidado.

Durante los últimos 30 años se ha llevado a cabo una intensa labor para valorar de forma sistemática la extensión global que alcanzan los procesos de erosión no existiendo actualmente criterios satisfactorios globalmente aceptados. Por otro lado los estudios de detalle en parcelas son válidos únicamente a esa escala siendo muy difícil su extrapolación a escalas más globales como a nivel de cuencas. La dificultad en la evaluación de la erosión viene motivada por:

- Separar, los cambios producidos por las variaciones naturales de aquéllos inducidos por la acción humana.
- La necesidad de definir claramente qué se está midiendo. No es raro encontrar trabajos en los que diferentes aspectos de la erosión como son el *estado actual o grado* (en el que se encuentran los suelos), la *tasa* (a la que se está produciendo) y el *estado potencial o riesgo* (de que se produzca o acentúe el proceso), se mezclan y confunden.
- La escasa información disponible, muchas veces basada en estimaciones subjetivas y cualitativas, o bien, los datos que se encuentran son difícilmente comparables.

Un problema muy frecuente y que debería ser científicamente acotado es que se suele poner énfasis con los valores o tasas máximas de pérdida de suelo, en suelos con mínimo espesor en relación al total estimado. También es difícil la separación entre el suelo que se erosiona y el

proceso de deslizamiento o movimiento de sedimentos contabilizándose conjuntamente en la valoración de la tasa de pérdida.

En este trabajo se tratan aspectos de la evaluación de la erosión como son la Pérdida Tolerable de Suelo y la Tasa de Formación de suelo, la evaluación económica del impacto de la erosión “in situ” y “ex situ” y perspectivas de los estudios de la erosión teniendo en cuenta la Estrategia Europea de Protección de Suelos y el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático.

MATERIALES Y MÉTODOS:

Sole-Benet (2006) hace una recopilación de técnicas y métodos de evaluación de la erosión utilizadas en España con referencias bibliográficas y estas técnicas van desde las artesas Gerlach preparadas para la recogida de sedimentos en diferentes ambientes (pendientes acentuadas, zonas incendiadas, técnicas de repoblación, tipo y densidad de vegetación; parcelas de diferentes tamaños, incluyendo parcelas USLE); técnicas de microperfiles e índices de rugosidad a partir de técnicas microtopográficas; simuladores de lluvia, evaluación de la erosividad de la lluvia; uso del Cs-137 en la evaluación de la erosión y sedimentación; estabilidad de los agregados medidos en el laboratorio como indicador de la erosionabilidad del suelo; uso de sensores remotos para la representación espacial y cuantificación de cárcavas, así como referencias de técnicas muy específicas para estudio de morfologías erosivas.

De forma más amplia existe una recopilación de estudios sobre la erosión en una base de datos, denominada **Bib-Eron** (Añó *et al.*, 2000). Hasta el momento, julio de 2007, se han consultado, clasificado y archivado **1306** referencias bibliográficas, publicadas hasta 2004, que analizan las múltiples facetas que caracterizan a la erosión hídrica del suelo, considerando únicamente aquellos documentos que estudian aspectos relativos, desde un punto de vista espacial, al territorio español. Las fuentes de consulta utilizadas han sido revistas nacionales e internacionales, actas de congresos y reuniones científicas celebrados en España y en el extranjero, monografías, libros, tesis doctorales, memorias de licenciatura, trabajos de investigación e informes científico-técnicos. Tabla 1

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

- Pérdida Tolerable de Suelo y Tasa de Formación de Suelo.

Según Morgan (1998), la pérdida tolerable de suelo debe definirse, como la tasa máxima de erosión permisible para que la fertilidad del suelo pueda mantenerse durante 20 o 25 de años. En estos casos, una pérdida media anual de suelo de 11ton/ha se considera generalmente aceptable aunque, en condiciones particularmente sensibles, como ocurre en los casos de suelos superficiales o altamente erosionables, se recomienda valores bajos como 2ton/ha (Hudson 1981). Definir el nivel de tolerancia teórica como la intensidad de erosión del suelo que iguala a su velocidad de formación, no es posible en la práctica. Es difícil reconocer el momento en que se produce este equilibrio ya que, aunque las pérdidas de suelos pueden medirse, las velocidades de formación son tan lentas que no pueden determinarse con facilidad. Según Buol *et al.*,(1983) las velocidades de formación del suelo en el mundo varían entre 0,01 y 7,7 mm/año. Sin embargo, los valores más altos son excepcionales y la media (Zachar 1982) se sitúa alrededor de 0,1mm/año. (en Morgan, 1998).

La tasa de formación de suelos (la conversión de material lítico o paralítico en suelo) a partir de rocas plutónicas, o metamórficas no carbonatadas o sedimentos glaciares varían desde 0.02 ton/ha año para Paleustalfts tropicales a entre 1 y 2 ton/ha año para Espodosoles de climas perhúmedos. Los rangos son menores para Aridisoles y mayores para la formación de suelo a partir de areniscas calcáreas y pizarras. Pocos suelos se producen a partir de la meteorización de la roca con tasas anuales superiores a 2.24 ton/ha. (Alexander, 1985)

El mantenimiento de la materia orgánica del suelo podría ser una alternativa satisfactoria para determinar la pérdida tolerable de suelo para suelos profundos y muy profundos. El contenido en materia orgánica del suelo es mucho más sencillo de controlar que la productividad del suelo y es aparentemente menos dependiente del sistema de manejo. Las estrategias de mantenimiento de la materia orgánica del suelos o de la productividad parecen indicar cómo valores permisibles de pérdida anual de suelo de aproximadamente 10 ton/ha. Un valor ligeramente superior de 11.2 ton/ha/año es comúnmente aceptado, ya que se asume que es el máximo grado de formación de un horizonte A (Hall et al, 1985).

La productividad de suelos delgados o moderadamente profundos es dependiente de la profundidad del suelo, además de su dependencia del contenido en materia orgánica. Los suelos se forman a partir de la roca o sedimentos consolidados a ritmos menores de 2.24 ton/ha/año en todos los climas exceptuando los más húmedos, haciendo esta estrategia más restrictiva que la estrategia de la materia orgánica. Por lo tanto, el mantenimiento de la profundidad de suelo debería ser un criterio para determinar la tasa tolerable de pérdida de suelo para suelos delgados o moderadamente profundos (profundidad menor de 100 cm para cultivos anuales, profundidad menor de 150 cm para suelos forestales (Alexander,1985).

En el documento borrador del Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación PAND (MIMAM, marzo 2007) hace referencia a los datos publicados entre 1987 y 2002 por el ICONA (Mapas de Estado Erosivos) y luego por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza, indicando que la intensidad del proceso de erosión es superior a los límites tolerables, situando éstos en 12 ton/ha/año, en cerca del 46% del territorio nacional (23 millones de hectáreas), y que un 12% del territorio nacional (6 millones de hectáreas) está sometido a erosión muy severa, con arrastres superiores a 50 ton/ha/año y si se tiene en cuenta que la tasa de formación de suelo varía entre 2 y 12 ton/ha/año se reparará en la magnitud del problema.

Una directriz más recomendable podría consistir, probablemente, en evaluar la tasa anual de erosión que, cuando se acepta que el medio ambiente es razonablemente estable bajo las condiciones naturales, se aproximaría a la velocidad de nuevo suelo y al mantenimiento de su composición mineral. Esta directriz conduciría a niveles de tolerancia de 1 y 2 ton/ha pero, en algunas áreas debería reducirse a 0,1 y 0,2 ton/ha. Generalmente, la pérdida tolerable de suelo debería ser de un orden de magnitud inferior al de las recomendaciones más habituales (Morgan, 1998).

- Impactos económicos de la erosión.

Existen dos aspectos en el tratamiento de la erosión del suelo bajo el punto de vista del coste que supone la pérdida de suelo: el efecto negativo en la productividad “in situ”, y las consecuencias que produce el desplazamiento del material erosionado. Este sedimento puede enriquecer los campos de cultivos que ocupan aguas abajo “ex situ” o tener efecto negativo en la contami-

nación difusa y eutrofización de las aguas superficiales y embalsadas.

En Estados Unidos, los costes originados por la disminución de la productividad ascendían a 25.000 M\$ (Jones et al., 1997) o 27.000 M\$ (Pimentel et al., 1995) anuales y el coste de los impactos ex situ provocados por la erosión del suelo se ha estimado en 17.000 M\$ anuales (Pimentel et al., 1995). Por tanto, sumando los costes in situ y ex situ el coste total provocado por la erosión en Estados Unidos ascendería a 44.000 M\$ (Pimentel et al., 1995). Sin embargo, Crosson (1997) hace una revisión sobre los costes *in situ* de la erosión a partir de un modelo del Departamento de Agricultura: Erosion Productivity Impact Calculador (EPIC), estimando que el coste anual de la erosión (pérdida neta) en Estados Unidos está en los 100 M\$ por año (alrededor a 0.60 \$ por ha/año) muy inferior a los anteriores y considera que los granjeros americanos tienen muy arraigado el cuidado de la tierra y ese coste no podría ser asumido. De hecho, no son necesarias políticas de ayudas para proteger la productividad de las tierras.

A nivel de Europa, Pimentel et al (1995) establece que la erosión de las tierras agrícolas está en 17 ton/ha/año. Boardman (1998) cuestiona de forma muy crítica este dato *“las tasas promedio de erosión del suelo para grandes áreas están bajo sospecha, tanto por razones prácticas como teóricas. Se discute un ejemplo en el que se demuestra que una tasa de 17 ton/ha.año para Europa está basada en una interpretación errónea y sin sentido crítico realizada por varios autores sobre datos de campo originales. Desafortunadamente, es más fácil generar mitos sobre tasas de erosión que estimar datos alternativos válidos. En cualquier caso, varios esquemas de monitorización en Europa sugieren las tasas de erosión son mucho más bajas que las propuestas”*

En un estudio multidisciplinar realizado en el Reino Unido, Pretty et al. (2000) calcularon los costes económicos originados por la erosión del suelo y la pérdida de carbono orgánico en 160M€. En Italia, Bazzoffi et al. (2007) han cuantificado la sedimentación de los embalses del sureste de Italia. El coste de retirar los sedimentos de los pantanos cuesta entre 10 y 30€ por m³ siendo su coste total entre 228,5 y 685,5 M€ anuales. Solo en la Basilicata el coste es de 149M€.

En España ICONA (1991) estimó en 280 millones de ecus anuales el impacto directo de la erosión, considerando la sedimentación de los embalses, la pérdida de productividad agrícola y los daños ocasionados por las inundaciones. También estimó en 3.000 millones de ecus, durante un periodo de 15 a 20 años, el coste económico dedicado a restaurar la cubierta vegetal y proteger los suelos.

De acuerdo con Olcina (1994), entre 1983 y 1993, las pérdidas económicas causadas por desastres naturales en España, incluyendo terremotos, nunca excedió del 1% del producto interior bruto, 3.000 M€. Teniendo en cuenta que los desastres naturales, incluyendo sequía, inundaciones, movimientos en masas incendios forestales y erosión de suelos, no es fácil asignar un porcentaje a las pérdidas de relacionadas con la erosión de suelos. Sin embargo, Ayala et al. (1988), estimaron la pérdida potencial de suelos por erosión durante el periodo 1986–2016 en 5.200M€ (evaluados en 1986), y cerca de 173 M€ por año, que con los deslizamientos el coste podría ser entre 5.350 y 4.500M€ (evaluados en 1986).

En Andalucía, Moreira (1994) estimó los beneficios económicos que se podrían obtener de una prevención eficaz de la erosión en la agricultura. La valoración económica fue de 39.459 millones de pesetas (aproximadamente 237 millones de euros). En la Comunidad Valenciana

también se ha estimado el coste económico derivado de acciones encaminadas a controlar las inundaciones y disminuir el riesgo de erosión. El coste de 64 actuaciones de restauración se estimó en 100.000 millones de pesetas, sobre 600 M€ (COPUT, 2001).

La erosión en la Estrategia Europea de Protección de Suelos.

Como se anunció en el VI Programa, la Comisión Europea presentó en abril de 2002 por iniciativa de la presidencia española, una Comunicación titulada “Hacia una estrategia temática para la protección del suelo”. En la Comunicación se destacan las principales amenazas a las que se enfrenta el suelo en la UE: erosión, disminución de la materia orgánica, contaminación difusa y local, sellado, compactación, salinización, pérdida de biodiversidad del suelo, deslizamientos de tierras e inundaciones.

De acuerdo con el mandato de la Comisión Europea de aplicar el modelo de análisis DPSIR “Driving forces - Pressures – State- Impact – Responses”, el grupo de trabajo en Erosión de Suelos tuvo como objetivo dar respuesta a las siguientes preguntas:

- 1.- ¿Cuáles son las causas y presiones que provocan la erosión del suelo en Europa?
- 2.- ¿Cuál es el estado del suelo en Europa en relación con la erosión?
- 3.- ¿Cuáles son los impactos de la erosión del suelo sobre el uso del suelo?
- 4.- ¿Cómo manejar el suelo para responder a esos impactos;
- 5.- ¿Cuáles son los nexos de la erosión con los aspectos tratados en el WG Materia Orgánica y Contaminación; y con otras amenazas del suelo: salinización, compactación, inundaciones y movimientos en masa.

El informe del Grupo de Trabajo en Erosión, así como los de los demás grupos, fue terminado en mayo del 2004. Tras analizar estudios procedentes de 10 países europeos, las conclusiones más relevantes de este grupo en relación a la naturaleza y extensión de la erosión en Europa, fueron las siguientes:

- La región mediterránea es especialmente sensible a la erosión (largos periodos de sequía seguidos por lluvias intensas en pendientes elevadas con suelos muy frágiles).
- Las tasas de formación de suelo son muy lentas, de modo que una tasa de erosión superior a 1 ton/ha/año puede considerarse irreversible sobre un periodo de 100 años.
- Son frecuentes las pérdidas de suelo de 20-40 ton/ha/año en episodios de lluvia individuales.
- Episodios extremos de lluvia pueden causar pérdidas de suelo superiores a las 100 ton/ha/año.

La erosión hídrica y eólica está dañando irreversiblemente los suelos en Europa. En determinadas partes del Mediterráneo, ya no queda suelo por degradar. En 1995 el 10% de Europa sufrió degradación por erosión hídrica. El cambio climático está acelerando estos procesos. La escorrentía es la causa más importante de la erosión severa, de modo que se hace crucial desarrollar medidas que controlen este proceso.

En septiembre de 2006, la Comisión Europea aprobó la Estrategia Temática de Protección del Suelo¹, después de dos años presentados todos los informes. La Directiva prevista sobre monitorización de suelos, compromiso de la etapa anterior fue sustituida por una propuesta de Directiva

¹ Toda la información referente a la Estrategia de Protección del Suelo puede ser consultada en la página web <http://ec.europa.eu/comm/environment/soil/index.htm>

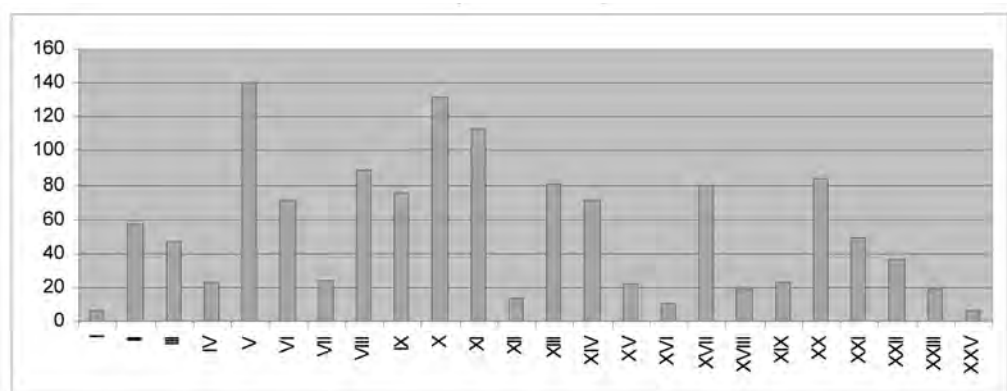


Tabla 1 Publicaciones recogidas en BIB-ERON de acuerdo a los descriptores

I: Manual; II: Estado del arte; III: Metodologías de evaluación; IV: Evaluación cualitativa; V: Evaluación cuantitativa indirecta; VI: Evaluación cuantitativa directa; VII: Análisis del proceso; VIII: Erosividad de la lluvia; IX: Erosionabilidad del suelo; X: Capacidad de infiltración del suelo. Medición de la escorrentía; XI: Influencia de la cobertura vegetal en la erosión; XII: Prácticas de conservación de suelos; XIII: Abandono de campos cultivados y erosión; XIV: Incendios forestales y erosión; XV: Repoblaciones forestales y erosión; XVI: Caminos forestales y erosión; XVII: Caracterización de badlands; XVIII: Erosión por piping; XIX: Erosión por barrancos; XX: Recuperación de suelos degradados por la erosión; XXI: Influencia del manejo del suelo en la erosión; XXII: Usos del suelo y erosión; XXIII: Control de la erosión; XXIV: Estimación de la erosión con métodos georquológicos.

Marco sobre Protección del Suelo que se estructura según las siguientes líneas: En primer lugar los Estados Miembro deben asegurar el uso sostenible del suelo y prever medidas correctoras para aquellos casos en los que el suelo soportase un uso que merme sus funciones. En segundo lugar deberán identificar las áreas en las que existan riesgos asociados a la erosión, pérdida de materia orgánica, salinización, compactación, sellado, y deslizamiento del terreno. En lo que se refiere a contaminación del suelo, deberán realizar un inventario de suelos contaminados. En tercer lugar deberán adoptar un Programa Nacional para la valoración del riesgo asociado a las áreas identificadas.

Se estima que la aprobación de la Directiva por el Parlamento y el Consejo podría necesitar unos 2 años. Desde ese momento, los Estados Miembro dispondrían de 5 años para su trasposición y, una vez traspuesta, de otros 5 años para la identificación de las áreas de riesgos asociadas a las amenazas anteriormente mencionadas.

- La erosión de suelos y el Plan Nacional de adaptación al Cambio Climático.

En la Evaluación preliminar de los Impactos en España por efecto del Cambio Climático (MI-MAM, 2005) en la parte correspondiente Impactos sobre los Recursos Edáficos en su apartado 8.3 se hace referencia a la alteración de las propiedades físicas del suelo por las prácticas de manejo y por los incendios, y en general por la pérdida de MO que es un factor esencial de la estructura edáfica.

A pesar de las incertidumbres en los modelos climáticos planteados a nivel regional, en el documento se afirma que bajo el cambio climático es previsible una disminución de la precipita-

ción media, así como un aumento de la frecuencia de los eventos extremos. Ello puede provocar un incremento peligroso de la erosión del suelo en amplias zonas del país y ser crítico en áreas donde la acumulación de procesos históricos de erosión ha derivado en suelos muy poco profundos.

Un resumen de las medidas para afrontar los retos que supone el cambio climático relacionados con el suelo son las siguientes:

Disponer información de base: Mapa de suelos a una escala apropiada, por ejemplo 1:50.000, Base de datos de suelos (perfiles) asociado a la cartografía, Recopilación de la información existente dispersa en instituciones a distintas escalas (estatal, regional, comarcal) y series temporales históricas

Seguimiento: Asegurar la continuidad de estaciones experimentales existentes, particularmente las que cubren un mayor período de tiempo; Medidas de las tasas de erosión reales en campo para la calibración y validación de modelos y sólo aumentar el número de estaciones donde no hay datos suficientes. - Interpolación de resultados desde las medidas locales a zonas más amplias: para evaluar el estado de la erosión del suelo en áreas donde no hay datos mientras se analiza con detalles qué factores locales afectan a la erosión del suelo. Cartografía de las evidencias de erosión observables y medidas de deposición de sedimentos en embalses, balsas y lagos. Dado que la erosión del suelo es muy variable en el tiempo y el espacio, las medidas de erosión deben ser continuas. A partir de las medidas a largo plazo, se pueden obtener valores medios, por ejemplo en periodos de 10 años.

Sin embargo, en el documento en discusión correspondiente al Plan Nacional de Adaptación al Cambio climático (MIMAM, 2007), entre las medidas, actividades y líneas de trabajo para las evaluaciones de impactos, vulnerabilidad y adaptación relativas a suelos, son más restrictivas y no tan extensas como en el documento preliminar, siendo estas líneas las siguientes:

- Cartografía de las zonas más vulnerables a la desertificación debido a los factores climáticos en los futuros escenarios
- Modelización de procesos erosivos bajo los distintos escenarios de cambio climático - - Evaluación de los efectos de la reforestación de tierras marginales, y la práctica de una agricultura orientada a la conservación del suelo sobre el aumento del contenido de carbono orgánico y la mejora de la fertilidad edáfica
- Monitorización de las tierras degradadas y en proceso de desertificación mediante el seguimiento de la erosión y de la evolución del carbono orgánico en los suelos

CONCLUSIONES

- En España a pesar de los innumerables estudios de erosión apenas existen referencias que relacionen las tasas de pérdida con tasas de formación de los suelos.
- Se debería hacer un esfuerzo en la caracterización del valor T Pérdida Tolerable de Suelo en razón a zona agroecológica, tipo de suelo y uso
- En los estudios de erosión rara vez se relaciona o referencia a un taxón o taxones de suelos. En general, se indica el material (suelo o litología) solo como información complementaria de la estación, parcela, cuenca.
- Debemos hacer un esfuerzo y transmitir a la Sociedad cuanto es el coste de la Pérdida de

Suelo, el coste ambiental de un recurso no renovable y el coste en infraestructura por el arrastre y sedimentación.

- Se debe cuantificar económicamente cuanto es el patrimonio cultural que representa los bancales y su papel en conservación de suelos.

- A raíz de la propuesta de Directiva Europea de Protección de Suelo, no podemos ser muy optimista sobre apoyos para estudios sobre Erosión de Suelos.

- En estudios de suelos para adaptación al cambio climático, el seguimiento de la erosión y evolución de la materia orgánica del suelo van a estar ligados.

BIBLIOGRAFÍA

- Añó C.; Peris, M. & Sánchez, J. (2000) Bib-Eron: Base de datos bibliográfica sobre erosión hídrica del suelo. *Edafología*, 7 (2), 1-8.
- Ayala, F.J.; Elízaga, E.; González, L.I. (1987). Impactos económicos y social de los Riesgos geológicos en España. Serie Geología Ambiental. Riesgos Geológicos. IGME, Madrid
- Bazzoffi, P.; Abbattista, F.; Vanino, S.; Napoli, R.; Fais, A.; Nino, P. (2007). Watershed erosion and sediment yield: Economic implications of sedimentation in reservoirs of Southern Italy. Book of Abstracts of the 5th International Congress of the ESSC, Palermo.
- Boardman, J. (1998). An average soil erosion rate for Europe: Myth or reality?. *Journal of Soil and Water Conservation*. Vol. 53. nº 1.
- COPUT (2001). Plan de Acción Territorial sobre Prevención de Riesgo de Inundación en la Comunidad Valenciana. Consellería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte. Generalitat Valenciana.
- Crosson, P. (1997). The On-farm Economic Cost of Erosion. In R. Lal, W. Blum, C. Valentine, and B. Stewart (eds), *Methods for Assessment of Soil Degradation*, CRC Press, Boca raton, Florida.

- Hall, G.F.; Logan, T.J.; Young, K.K.(1985). Criteria for determining tolerable erosion rates. Chapter 11 in Soil Erosion and crop productivity. American society of Agronomy, Madison, WI.
- ICONA (1991). Plan Nacional de Lucha Contra la Erosión. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- MIMAM. (2005). Evaluación preliminar de los Impactos en España por efecto del Cambio Climático. Servicio publicaciones. Ministerio de medio Ambiente. 840pp.
- MIMAM. (2007). Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de medio Ambiente. 52pp.
- Moreira, J.M. (1994). Capacidad de uso y erosión del suelo. Aproximación a una valoración económica de la erosión en Andalucía. Paralelo 37º, 16: 107-114.
- Morgan, R.P.C. (1998). Erosión y Conservación de suelos. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 343pp.
- Olcina, J. (1994). Riesgos climáticos en la Península Ibérica. Acción divulgativa. Col. Libros Penthalon. Madrid.
- Pimentel, D.; Harvey, C.; Resosudarmo, P.; Sinclair, K.; Kurz, D.; McNair, M.; Crist, S.; Shpritz, L.; Fitton, L.; Saffouri, R.; Blair, R. (1995). Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. Science 267: 1117-1123.
- Pretty, J.N.; Brett, C.; Gee, D.; Hine, R.E.; Mason, C.F.; Morison, J.L.; Raven, H.; Rayment, M.D.; Van der Bijl, C. (2000). An assessment of the total external costs of UK agriculture. Agricultural Systems 65: 113-136.
- Solé-Benet, A. (2006). Spain. Soil Erosion in Europe. Boardman, J. & Poesen, J. John Wiley & Sons, Ltd.

EROSIÓN HÍDRICA EN VIÑEDOS DEL SUR DE MADRID

M.J. Marqués¹, J. Alegre Álvaro¹, P. García-Estríngana¹, R. Bienes^{1,2}

¹ *Dpto. Agroambiental. IMIDRA. Ctra. A-2 km 38.2; 28800 Alcalá de Henares. Madrid. mjose.marques@madrid.org; jesus.alegre@madrid.org; pablo.garcia.es@madrid.org*

² *Dpto. Geología. Universidad Alcalá. 28800 Madrid. ramon.bienes@madrid.org*

INTRODUCCIÓN

Las cubiertas vegetales son eficaces en el control de la erosión, su empleo en viñedos ha sido poco estudiada aunque cabe mencionar los trabajos de Ramos y Porta (1997), Usón (1998) o Arnáez et al. (2004). Debe controlarse la competencia para no comprometer la producción del viñedo (Zaragoza y Delgado, 1996). La gran superficie de viñedo en el territorio nacional y su ubicación en zonas degradadas y en pendiente hacen necesario profundizar en su estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo de la zona de estudio es un Calcic Haploxeralf (USDA, 2003). El porcentaje de elementos gruesos del horizonte superficial ronda el 20%. Se trata de un suelo básico, con un contenido en CaCO₃ del 25% y un 1.3 % de materia orgánica. El viñedo es ecológico, está al SE de la Comunidad de Madrid, en sus 2.2 ha tiene una pendiente media del 12%. Desde 1992 se maneja con laboreo convencional. Se plantean ahora los siguientes tratamientos: a) Laboreo de conservación mediante mínimo laboreo; b) Siembra de *Secale cereale* (70 kg/ha) con siega en primavera y c) Siembra de *Brachypodium distachyon* (40 kg/ha) permitiendo autosiembra.

La precipitación se registró mediante un pluviómetro HOBO y la humedad del suelo mediante sensores ECH2O enterrados a 10 y 35 cm de profundidad en cada parcela de 4x0.5 m² con caja Gerlach. Las parcelas se sitúan en el centro de las calles; en ellas se recogieron la escorrentía y el sedimento. Cada tratamiento tiene 3 repeticiones.

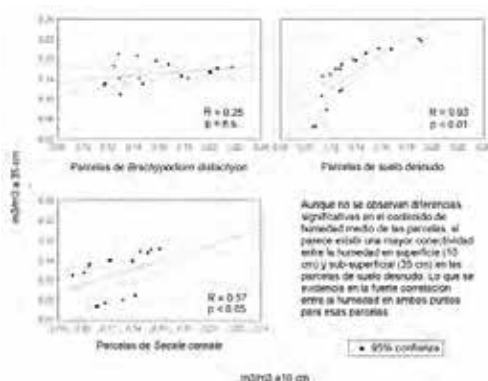
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La precipitación del periodo estudiado ha sido de 116 mm, con intensidades medias moderadas, aunque se han registrado algunos picos de intensidad apreciable (Tabla 1). El crecimiento de las gramíneas ha sido lento, alcanzando en mayo un 60% de cobertura. La pérdida media de sedimento está en torno a 1.7 g m⁻² por muestreo para todos los tratamientos; por el momento no se han detectado diferencias. Pero la escorrentía media producida en este periodo en las parcelas de *B. distachyon* es significativamente menor que la producida en las parcelas con *S. cereale* o de suelo desnudo (0.25, 0.70 y 1.30 mm respectivamente).

Tabla 1. Precipitación registrada, pérdida de suelo (g m^{-2}) y escorrentía (mm) en los distintos tratamientos en los cuatro muestreos estudiados (n=3)

Fecha muestreo	26-feb-07	20-mar-07	11-abr-07	04-may-07
Precipitación (mm)	13.6	9.4	42.6	50.4
I media (mm h^{-1})	2.1	6.4	6.5	3.6
I máxima (mm h^{-1})	24.0	13.1	23.5	18.4
Pérdida de suelo				
Suelo desnudo	1.84 \pm 0.71	1.3 \pm 0.58	2.28 \pm 0.74	1.99 \pm 0.79
S. cereal	1.43 \pm 0.63	0.79 \pm 0.10	4.33 \pm 2.49	1.04 \pm 0.56
B. distachyon	1.33 \pm 0.82	0.76 \pm 0.32	1.58 \pm 1.38	1.63 \pm 1.93
Escorrentía				
Suelo desnudo	-	0.19 \pm 0.11	1.84 \pm 1.19	1.99 \pm 1.11
S. cereal	-	0.12 \pm 0.01	0.98 \pm 0.57	0.99 \pm 0.86
B. distachyon	-	0.01 \pm 0.02	0.27 \pm 0.10	0.46 \pm 0.50

La humedad del suelo oscila entre 0.10 y 0.18 m^3/m^3 , sin diferencias entre tratamientos, pero sí se ha observado un diferente comportamiento hidrológico del suelo en presencia de gramíneas en los primeros centímetros del suelo (Fig.1).



CONCLUSIONES

Se ha podido comprobar que las cubiertas frenan la escorrentía de la lluvia de primavera. La humedad media del suelo no se ve afectada, aunque sí el comportamiento hidrológico. El estudio de estos parámetros en verano, con máximo estrés hídrico aportará datos sobre la idoneidad agronómica de este manejo.

AGRADECIMIENTOS

A Viñedos Gosálbez Ortí por permitirnos utilizar su explotación y a sus trabajadores y a los del IMI-DRA por su colaboración. Proyectos financiadores: FP06-DR3 y RTA2007-00086-00-00.

BIBLIOGRAFÍA

- Arnáez, J., Ortigosa, L.M., Lasanta, T., Ruiz Flaño, P. & Maestro, M. (2004). Escorrentía y producción de sedimentos con diferentes intensidades de precipitación en laderas cultivadas con viñedos (La Rioja, España). En: Riesgos naturales y antrópicos en Geomorfología, Sociedad Española de Geomorfología, pp. 267-275, Toledo.
- Ramos M.C., Porta J. (1997). Analysis of design criteria for vineyard terraces in the Mediterranean area of NE Spain. Soil Technology 10:155-166.
- Usón A. (1988). Medidas de control de la erosión en suelos de viña de las comarcas Anoia-Alt Penedés (Barcelona) Efectividad y viabilidad. Tesis. U. Lleida (Spain). 259 pp.
- USDA (2003) "Soil Taxonomy". Agriculture Handbook n° 436. Washington.
- Zaragoza C, Delgado I. (1996). Un ensayo sobre coberturas vegetales en viña. ITEA, vol. Extra, 17: 404-405.

¿QUÉ ES UN EVENTO EROSIVO?. ESTABLECIMIENTO DE UN LÍMITE

R. Bienes^(1 y 2), M.J. Marqués⁽¹⁾

(1) Dpto. Agroambiental. IMIDRA. 28800 Alcalá Henares. Madrid. mjose.marques@madrid.org

(2) Departamento de Geología. Universidad de Alcalá de Henares. ramon.bienes@madrid.org

INTRODUCCIÓN

La variabilidad, tanto temporal como espacial, en la determinación de la pérdida de suelo, hace que su modelado sea muy complicado (Wang et al., 2002). Esta variabilidad se incrementa conforme aumentamos el tamaño de la parcela (Bagarello, 2004) si bien la estima media de pérdida de suelo gana en fiabilidad. En este trabajo se ha dispuesto de un registro de 98 eventos de lluvia (periodo 1994 – 2005) en una zona semiárida del sur de Madrid (Aranjuez), con sus correspondientes muestreos de pérdidas de suelo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los ensayos se han llevado a cabo sobre un *Xeric Haplogypsid* (USDA, 2003) desarrollado sobre margas yesíferas y una pendiente media de 10 %. El clima, de tipo Mediterráneo, presenta los siguientes datos medios anuales: T= 13,6 °C, P= 380 mm y ETP (Thornthwaite) = 769 mm (Elías y Giménez, 1965). El régimen de humedad del suelo es xérico (USDA, 2003) y la vegetación natural está representada por el atochar (*Stipa tenacísima*). Se han utilizado mesoparcels tipo USLE (Wischmeier et al., 1978) de 80 m². Las parcelas han contado con una estación meteorológica automática con datos cada 10 minutos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se han agrupado los muestreos en orden creciente de pérdida de suelo (Fig.1). La evolución de la curva de pérdidas acumuladas muestra un crecimiento progresivo exponencial, cuya pendiente cambia notablemente a partir de pérdidas por evento superiores a los 80-100 g m⁻².

Los muestreos con pérdidas superiores a 100 g m⁻² son sólo el 11% del total, pero representan el 81% de la pérdida total registrada a lo largo del período 1994-2005. Por lo que esta cifra de 100 g m⁻² puede ser considerada como límite para separar los eventos erosivos de los que no lo son en el entorno del presente estudio.

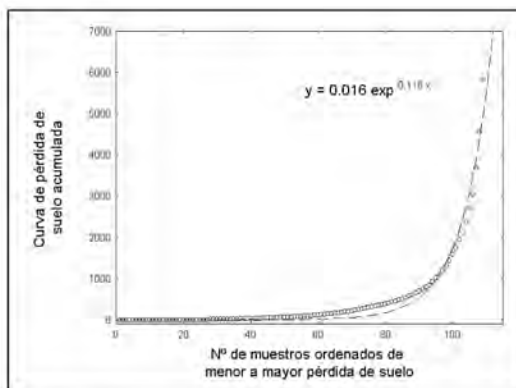


Fig. 1: Curva de pérdida de suelo acumulada (g m²)

Los eventos con pérdidas de suelo menores de 100 g m⁻², son en su mayoría de mediana a baja intensidad, en los que la pérdida de suelo está correlacionada con la totalidad de las variables climáticas estudiadas con un nivel de significación $p < 0,01$ en todos los casos (Tabla 1). La pérdida media de suelo por muestreo en este grupo es de 12,35 g m⁻² y supone el 19% del total de las pérdidas de suelo registradas durante el período 1994-2005.

Tabla 1. Correlaciones (Pearson) entre la pérdida de suelo y las variables climáticas

	P (mm)	I punta	Imáx15	Imáx30	EC _{WS}	R _{WS}	EC _{ZT}	R _{ZT}
Pérdida	0,33	0,29	0,31	0,31	0,27	0,38	0,27	0,38
de suelo	p=,001	p=,006	p=,003	p=,002	p=,009	p=,000	p=,010	p=,000

ECws y Rws = energía cinética y factor R según Wischneier y Smith (1978) y ECZT y RZT según Zanchi y Torri (1980)

Por el contrario, en el conjunto de eventos con pérdidas de suelo mayores de 100 g m⁻² no se observa ninguna de las correlaciones antes citadas, lo que los hace más imprevisibles. Al analizar estos casos “erosivos” según 2 épocas bien diferenciadas: lluvias de otoño-invierno y tormentas de primavera-verano, únicamente en el periodo de tormentas se ha podido encontrar una correlación significativa entre la pérdida de suelo y la intensidad punta ($r = 0,88$; $p < 0,05$).

CONCLUSIONES

Tan sólo para lluvias de moderada a baja intensidad responsables de pérdidas de suelo inferiores a 100 g m⁻² muestreo⁻¹, se puede afirmar que la tasa de erosión depende de las características climáticas, en especial del factor R calculado según Wischmeier.

Para los eventos intensos (>100 g m⁻² muestreo⁻¹), tan sólo hay una correlación entre la pérdida de suelo provocada por las tormentas de primavera-verano con la intensidad punta.

AGRADECIMIENTOS

La información empleada procede de los siguientes proyectos de investigación del Plan Nacional SC93-022-C2; SC98-031-C3 y del Plan Regional de la Comunidad de Madrid 07M/0009/2001; 07M/0011/2002 y FP02-DR1 desarrollados en la zona de estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- Bagarello, V., Ferro, V. (2004). Plot-scale measurement of soil erosion at the experimental area of Sparacia (southern Italy). *Hydrological Processes*, 18(1): 141-157.
- Elías Castillo, F., Giménez Ortiz, R. (1965) *Evapotranspiraciones Potenciales y Balances de Agua en España*. Instituto Nacional de Investigaciones Agronómicas. Dirección General de Agricultura. Mapa Agronómico Nacional. Mº de Agricultura. 295 pp.
- USDA (2003) “Soil Taxonomy”. Agriculture Handbook nº 436. Washington.
- Wang, G., Gertner, G., Singh, V.; Shinkareva, S., Parysow, P., Anderson, A. (2002). Spatial and temporal prediction and uncertainty of soil loss using the revised universal soil loss equation: a case study of the rainfall-runoff erosivity *R* factor. *Ecological Modelling*, 153 (2002): 143-155.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning*. USDA-Science and Education Administration Agric. Handbook 537, U.S.Govt. Print. Office, Washington, D.C.
- Zanchi, C., Torri, D. (1980). Evaluation of rainfall energy in Central Italy. En: de Boodt, M. and Gabriels, D. (eds.) *Assesment of erosion*. pp. 133-140.

PLANTEAMIENTO DE UN PROYECTO DE REVEGETACIÓN CON PLANTAS AUTÓCTONAS COMO LUCHA CONTRA LA EROSIÓN EN LA COMARCA DE LOS MONEGROS

L. D. Abadías, C. Pedrocchi, G. Martínez, M. Regueira

Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC. Apd. 64 E-22700 Jaca (Huesca)

INTRODUCCIÓN

La comarca de los Monegros se encuentra en la depresión media del Ebro, la composición sedimentaria y poco compacta de sus suelos junto con el carácter extremo de su clima hacen de esta comarca un lugar muy susceptible de sufrir graves problemas erosivos y pérdida de suelos. La Comarca de Los Monegros, preocupada por el cada vez más acusado problema de erosión que sufre, decidió poner en marcha un proyecto de repoblación con especies autóctonas como principal medida protectora de los suelos.

En lugar de abordar costosas repoblaciones monoespecíficas y de gran extensión que normalmente fracasaban tras el primer verano sin riego, decidimos diseñar varias experiencias que nos permitan conocer el comportamiento de las plantas en sistemas áridos: sus mecanismos de recolonización, relaciones entre especies y necesidades mínimas para desarrollar así pautas de repoblación en las que basar futuras actuaciones.

MATERIAL Y MÉTODOS

Recolonización: Basándonos en la gran cantidad de especies que presentan dispersión endozoocora tratamos de promover mecanismos regenerativos y autorrecolonizadores de la flora creando islas de vegetación autóctona de elevada densidad de especies e individuos que actúen como centros productores, exportadores e importadores de semillas al ofrecer un refugio a la avifauna local.

Facilitación: Es el fenómeno mediante el cual una especie mejora la supervivencia, crecimiento o estado general de otra (Callaway 1995). En ambientes como los mediterráneos, donde las plantas suelen padecer situaciones de estrés, la modificación ambiental producida por una planta vecina puede ofrecer un beneficio que supere los costos que toda proximidad espacial conlleva (Pugnaire et al. 1996).

Para comprobar el alcance de esta facilitación, su importancia según la especie y desarrollar métodos de plantación que aprovechen este comportamiento establecimos varias parcelas experimentales en las cuales se plantaron 12 individuos de 11 especies vegetales autóctonas en disposición radial, con centro en el tronco de un individuo adulto de 7 especies autóctonas y con una separación entre ellas de 50 cm, de modo que podamos registrar el crecimiento de las pequeñas plantas y relacionarlo con su situación respecto a la planta adulta o nodriza.

Necesidad de riego: Reservamos una parcela experimental en la que aplicamos 6 tratamientos de riego distintos en cuanto a frecuencia y cantidad de agua se refiere a 11 especies de plantas

autóctonas. El objetivo de esta experiencia es conocer los requisitos de riego mínimos para cada especie.

Captación de nieblas: Las nieblas son un fenómeno habitual en los inviernos monegrinos y supone una entrada de agua al sistema no conocida hasta el momento. Nuestra intención es medir y cartografiar ese input de agua, posteriormente relacionarlo con la distribución vegetal y valorar la conveniencia de aprovechamiento de esa agua mediante el desarrollo de estructuras artificiales o la utilización de especies vegetales adecuadas (Schemenauer R.S. y P. Cereceda, 1992).

Tolerancia a la salinidad: Gran parte del territorio de la comarca de Los Monegros son suelos salinos la protección de estos suelos frente a la erosión pasa por el éxito de las repoblaciones que allí se hagan. Conocer la tolerancia de las distintas especies a la sal es fundamental para plantear repoblaciones con garantías. Tras observar el crecimiento de minúsculos individuos adultos de *Pinus halepensis* sobre suelos salinos y extremadamente finos decidimos averiguar que relación tenían la salinidad y profundidad de los suelos con el crecimiento de los pinos carrascos de repoblación y, si era posible, cuál era el umbral de tolerancia para esta especie.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los objetivos de este proyecto son proponer y evaluar nuevos métodos de restauración de ambientes áridos ya que las plantaciones extensivas y monoespecíficas tienen poco éxito en estos ambientes. Sin embargo el inconveniente de este tipo de investigación experimental es la larga duración que precisa la toma de datos para comprobar que las hipótesis de partida son correctas. De momento en la primera fase únicamente conoceremos el grado de éxito en la plantación de las distintas especies y su desarrollo en los primeros años dejando para medio y largo plazo la comprobación del resto de hipótesis enunciadas.

CONCLUSIONES

Este es el planteamiento de una serie de trabajos que tiene como objetivos reconocer y aprovechar los mecanismos autorregeneradores y recolonizadores de la vegetación monegrina y aprovecharlos para programar repoblaciones en zonas áridas. El planteamiento a largo plazo del estudio imposibilita presentar conclusiones definitivas por el momento.

BIBLIOGRAFÍA:

- Callaway, R. M., (1995) "Positive interactions among plants". Botanical Review, 61: 306-349.
- Pugnaire et al. (1996). Facilitation and succession under the Canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. Oikos 76:455-464
- Schemenauer R. S. & P. Cereceda (1992): A proposed Standard Fog Collector for high elevation fog. Journal of Applied Meteorology.

INFLUENCIA DE LA ESCALA DE LA PARCELA EN LA DETERMINACIÓN DE LA PÉRDIDA DE SUELO

R. Bienes (1,2), R. Pérez-Rodríguez (1), L. Jiménez (3), M.J. Marqués (1)

(1) Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMI-DRA)

(2) Dpto. de Geología, Universidad de Alcalá de Henares. ramon.bienes@madrid.org

(3) Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria (INIA)

Son abundantes los estudios realizados con microparcels que han pretendido establecer tasas de erosión y escorrentía para diversos manejos y aprovechamientos del suelo (Dunjo et al, 2004). Este problema de extrapolar datos de parcelas pequeñas a escalas mayores es un tema que se discute desde hace tiempo (Temple, 1972) y aún continúa su debate (Stroosnijder, 2005) ya que constituye uno de los escollos mayores que existen de cara a validar el empleo, cada vez más frecuente, de microparcels.

Si bien algunos autores han realizados estudios comparativos de los resultados obtenidos a diferentes escalas, son escasos este tipo de estudios. Por otro lado, la variabilidad tanto temporal como espacial de la pérdida de suelo, hace que el modelado de la erosión sea muy complicado (Wang et al., 2002). Esta variabilidad de las medidas de pérdida de suelo se incrementa conforme aumentamos el tamaño de la parcela (Bagarello, 2004) si bien la pérdida media de suelo es más fiable. Para que el estudio comparativo tenga validez, ha de realizarse simultáneamente sobre parcelas de diferente tamaño, de forma que los eventos registrados sean los mismos para ambos grupos de parcelas.

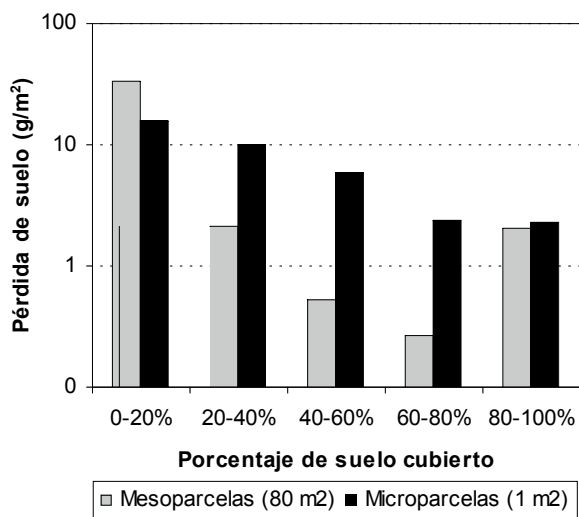
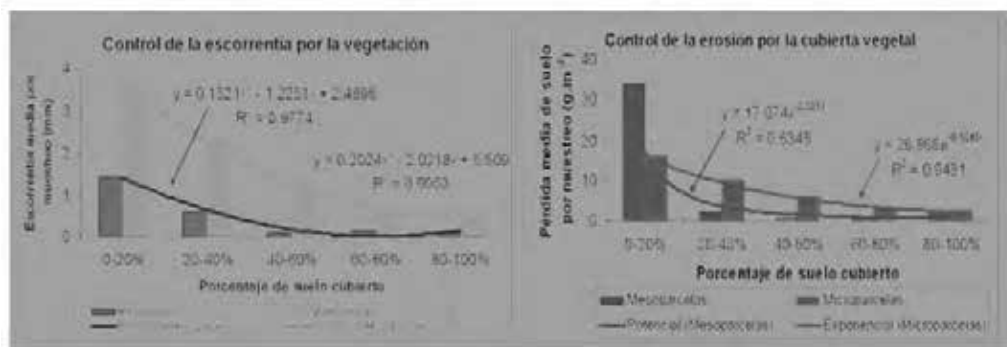


Fig. 1. pérdidas medias por evento de lluvia natural que se han registrado para cada clase de cobertura y tipo de parcela

estudio comparativo tenga validez, ha de realizarse simultáneamente sobre parcelas de diferente tamaño, de forma que los eventos registrados sean los mismos para ambos grupos de parcelas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se comparan los diferentes resultados obtenidos en mesoparcels de 80 m² (4 m x 20 m) y microparcels de 1 m² (0,5 m ancho x 2 m largo) en la localidad de Aranjuez (Madrid) entre 1994-2005. Se trata de unos suelos con bajo índice de rugosidad ($1,051 \pm 0,017$), determinada con un perfilador. Se estudian la pérdida de suelo y la tasa de escorrentía de 2.498 muestreos de lluvias naturales, de los cuales 682 corresponden a mesoparcels tipo USLE y 1.816 a microparcels. Los muestreos se han agrupado en función del grado de cobertura que presentaba la vegetación (herbácea



Comparación de las tasas medias de escorrentía (mm) y de las pérdidas medias de suelo (g.m-2) por muestreo

y arbustiva) que había en ese momento, la cual ha ido evolucionando a lo largo del tiempo.

Cuando la cobertura del suelo es escasa ($\leq 20\%$), el agua de escorrentía puede coger velocidad al circular sobre la superficie de la tierra, sin verse significativamente frenada, por lo que ejerce su acción erosiva de forma notable. En las parcelas de 20 m de longitud, este efecto se hace muy patente, mientras que en las microparcelas de 2 m de longitud, el factor longitud de declive ha sido minimizado. Las tasas de erosión que se obtienen en las mesoparcelas son 2,14 veces mayores. Sin embargo, para porcentajes de cobertura del suelo superiores al 20%, la tasa de erosión disminuye drásticamente en las mesoparcelas y mucho menos acusada en las microparcelas, por lo que las microparcelas arrojan valores de pérdida de suelo por exceso, igualándose los resultados de ambos tipos de parcelas para coberturas superiores al 80%. Las microparcelas presentan menor variabilidad y mejor ajuste ($R^2 = 0,94$) a un modelo exponencial. Respecto a las escorrentías, las microparcelas dan resultados por exceso, pero en ambos casos se ajustan a una ecuación polinómica de 2º grado.

BIBLIOGRAFÍA

- Bagarello, V.; Ferro, V. 2004. Plot-scale measurement of soil erosion at the experimental area of Spacacia (southern Italy). *Hydrological Processes*, 18(1): 141-157.
- Dunjo, G.; Pardini, G.; Gispert, M. 2004. The role of land use-land cover on runoff generation and sediment yield at a microplot scale, in a small Mediterranean catchment. *Journal of arid environments*, 57 (2): 239-256.
- Noordwijk, M van; Roode, M van; McCallie, EL; Lusiana, B; van Noordwijk, M; van Roode, M; Penning de Vries, FWT (ed.); Agus, F (ed.); Kerr, J. 1998. Erosion and sedimentation as multiscale, fractal processes: implications for models, experiments and the real world. *Soil erosion at multiple scales: principles and methods for assessing causes and impacts*. 1998. 223-253.
- Stroosnijder, L. 2005. Measurement of erosion: Is it possible?. *Catena*, Vol. 64 (2-3): 162-173.
- Temple, P.H. 1972. Measurements of Runoff and Soil Erosion at an Erosion Plot Scale with Particular Reference to Tanzania. *Geografiska Annaler. Series A, Physical Geography*, No. 3/4, Studies of Soil Erosion and Sedimentation in Tanzania (1972), 203-220.
- Wang, G.; Gertner, G.; Singh, V.; Shinkareva, S.; Parysow, P. and Anderson, A. 2002. Spatial and temporal prediction and uncertainty of soil loss using the revised universal soil loss equation: a case study of the rainfall-runoff erosivity R factor. *Ecological Modelling*, 153 (2002): 143-155.

REDISTRIBUCIÓN Y EROSION DEL SUELO POR EL LABOREO: MODELANDO LOS PAISAJES AGRÍCOLAS

S. De Alba¹, F. Barbero¹

¹Dpto. Geodinámica, F. Geología (UCM), Ciudad Universitaria s/n, 28040-Madrid.
Sdealba@geo.ucm.es

INTRODUCCIÓN

Durante las dos últimas décadas, el arrastre de suelo durante las operaciones agrícolas de laboreo ha sido reconocido como un proceso de intensa degradación del suelo: erosión mecánica o erosión por laboreo (*tillage erosion*). El efecto acumulado a medio y largo plazo da lugar a una profunda transformación de la variabilidad espacial de las propiedades superficiales del suelo y de las catenas y toposecuencias edáficas (De Alba, et al. 2004), así como a cambios sustanciales en la morfología de las laderas, la hidrología superficial y subsuperficial, y procesos geomorfológicos activos en éstas. En este trabajo se estudia el efecto acumulado de la redistribución del suelo sobre la morfología de las laderas y paisajes agrícolas. Se presentan los resultados de diversos estudios de campo realizados para cuantificar la redistribución del suelo acumulada producida por la labranza efectuada en el pasado (Ajalvir, Madrid). Adicionalmente, se presentan los resultados de un estudio experimental realizado para monitorizar la formación de bancales en las lindes situadas entre campos de cultivo y cuantificar las correspondientes tasas de transformación del relieve.

MATERIALES Y MÉTODOS

El análisis de los efectos acumulados de redistribución del suelo, patrones espaciales e intensidades de redistribución, producidas por la labranza efectuada en el pasado se realizó a partir de la comparación de las morfologías actuales de las laderas y de las superficies re-construidas para su situación original en ausencia de laboreo. Para determinar la superficie actual se realizaron levantamientos topográficos en campo y MDTs de 2x2 m de resolución. Las superficies pre-laboreo se reconstruyeron a partir de la superficie actual, aplicando criterios geomorfológicos y mediante simulaciones tridimensionales retrospectivas de redistribución de suelo.

Para monitorizar la formación de taludes en las lindes entre campos de cultivo, se utilizó una ladera agrícola de morfología uniforme, en la que se instalaron cuatro bloques de parcelas situadas en pendientes del 5, 10, 15 y 20%. Cada bloque, constó de 3 grupos de 2 parcelas separadas por una linde intermedia en las que se realizaron las prácticas de laboreo a nivel, volteando el suelo lateralmente en tres direcciones: a) siempre hacia abajo, b) siempre hacia arriba, y c) alternando arriba-abajo. Se presentan los resultados obtenidos tras aplicar las labores de seis campañas agrícolas, en las que se realizaron: 1) un pase de labor primaria de vertedera, 2) un pase de labor secundaria de cultivador, y 3) un pase de compactación con rulo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En todos los casos, los resultados obtenidos reflejan un patrón espacial común de redistribución de suelo ocasionada en el interior de los campos de cultivo: erosión neta de suelo en las partes altas de los campos y tramos intermedios de morfología convexa; y, acumulación neta de suelo junto a los límites inferiores de los campos y tramos intermedios de morfologías cóncavas. El horizonte superficial de laboreo, o capa de labranza, funciona a modo de cinta transportadora de suelo movilizándolo desde las partes altas a las partes bajas de las laderas. Las lindes entre campos de cultivo representan líneas de ruptura del transporte de suelo, que dan lugar a balances netos de acumulación/erosión de suelo de signo opuesto en ambos lados de la linde.

En las parcelas experimentales, tras realizar las labores de seis campañas agrícolas se formaron taludes con desniveles medios de hasta 0.84 m. Los desniveles provocados y tasas medias de transporte de suelo, fueron máximos en las parcelas de laboreo repetido desplazando el suelo lateralmente hacia abajo (0.84 m de altura; 213 kg/m año); intermedios en las parcelas alternando la dirección del desplazamiento lateral (0.50 m de altura; 103 kg/m año); y mínimos cuando el desplazamiento lateral fue siempre cuesta arriba (0.37 m de altura; 90 kg/m año).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos, respecto a las tasas de transporte de suelo y de transformación del relieve por el laboreo, alcanzan una intensidad extraordinariamente elevada y en torno a dos ordenes de magnitud superiores a las tasas documentadas de movilización de suelo por otros procesos erosivos en áreas comparables. Se demuestra que la redistribución del suelo por laboreo es el principal proceso responsable de la transformación de los paisajes agrícolas en topografías alomadas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto MANERO, Ref. AGL2004-00650 (MEC)

BIBLIOGRAFÍA

- De Alba, S., Lindstrom, M., Schumacher, T.E., Malo, D.D. (2004). Transformation of soil landscapes due to soil redistribution by tillage: Towards a new conceptual model of soil catena evolution in agricultural landscapes. *Catena* 58: 77-100.

EVOLUCIÓN DE LA ESTRUCTURA DEL SUELO EN UNA RESTAURACIÓN SOBRE SUELOS YESÍFEROS CON ARBUSTOS Y LODO TÉRMICO

L. Jiménez¹, M.J. Marqués², R. Bienes³

¹ INIA. Dpto. de Protección Vegetal. Ctra de La Coruña km 7,5 28040, Madrid, España. jmeneses@inia.es

^{2,3} IMIDRA. Dpto. Agroambiental. Finca El Encín. Ctra A-2, km 38,2. 28800 Alcalá de Henares, Madrid.

INTRODUCCIÓN

El área de estudio se encuentra en una zona de clima mediterráneo semiárido. El éxito de una restauración en este tipo de climas puede depender de la capacidad de los tratamientos utilizados para mejorar la infiltración. Uno de los factores que controlan el proceso de infiltración es la estructura del suelo. La vegetación y la adición de enmiendas orgánicas mejoran la estructura del suelo. En este estudio, la aplicación de la enmienda se realizó en superficie, sin incorporarla al suelo como suele ser habitual, para evitar así la eliminación de la vegetación preexistente y que el suelo quedase desnudo, pues es importante mantener el suelo protegido, sobre todo si es muy susceptible a la formación de costras superficiales, las cuales reducen la infiltración.

Este trabajo estudia la evolución de los agregados del suelo al cabo de tres años de tratamiento y los procesos involucrados en dicha evolución.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los tratamientos consistieron en la combinación de 2 técnicas de restauración: aplicación de una enmienda orgánica de lodo térmico en superficie (dosis de 20 t ha⁻¹ y control de 0 t ha⁻¹) y revegetación con especies arbustivas (*Retama sphaerocarpa*, *Atriplex halimus*, *Santolina chamaeciparissus* y vegetación herbácea sin intervención). Se estableció un diseño factorial 2×4 con 8 tratamientos y 5 réplicas por cada uno de ellos. Se establecieron 40 parcelas de erosión cerradas de 2×0,5 m, con colectores para recoger la escorrentía. Se valoró la estructura del suelo midiendo la resistencia de los agregados. Se utilizó el método CND (Imeson y Vis, 1984). Al inicio del estudio se tomaron 18 muestras siguiendo una malla con 6 filas en el sentido de la pendiente y 3 columnas (SD_INI). Al final del experimento se tomaron 3 muestras en cada parcela, una de ellas bajo vegetación herbácea (VEG), la siguiente bajo arbusto (ARB) y la última bajo suelo desnudo (SD_FIN). En caso de no haber superficie de suelo desnudo suficiente, se muestreó en una zona mixta de vegetación y suelo desnudo (MIXTO). En todos ellos se muestrearon 2 profundidades: 0-3 cm y 3-8 cm. La cobertura del suelo se midió periódicamente a lo largo de todo el estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al realizar un análisis de la resistencia de agregados al final del estudio (ANCOVA), no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos, pero la correlación con la pendiente fue significativa ($p < 0,01$ en 0-3 cm y 3-8 cm). En el análisis por parcela de la cobertura del suelo (ANCOVA), se encontraron diferencias entre los tratamientos ($p < 0,001$) y la correlación con la

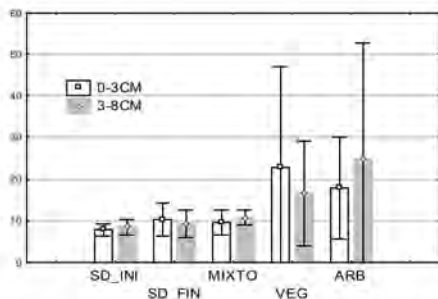


Figura 1. Resistencia de los agregados según el tipo de Cobertura del suelo.

tal como lo atestigua el número de gotas necesario para desintegrar el agregado (Fig.1). A la vista de este resultado, sería esperable encontrar diferencias entre el control y los demás tratamientos, como sucede con la cobertura del suelo. Sin embargo, los efectos de un tratamiento en la estructura del suelo suelen producirse de forma lenta. A pesar de ello el efecto de la pendiente empieza a ser evidente a los 3 años. Los arbustos mejoran la estructura del suelo de forma directa y se manifiesta con mayor intensidad de 3-8 cm, que es donde están situadas sus raíces. En cuanto al lodo el efecto es indirecto. El lodo mejora la infiltración porque es capaz de retener más agua que el suelo, a la vez que lo protege de la formación de costras superficiales. La mayor disponibilidad de agua en el suelo permite un mayor desarrollo de la vegetación como se ha podido observar en estas mismas parcelas (Jiménez *et al.*, 2006). Este proceso tiene mayor importancia en épocas de sequía porque el efecto limitante del agua es más intenso.

CONCLUSIONES

La utilización conjunta de arbustos y lodo térmico aplicado en superficie mejoran la cobertura del suelo y, a su vez, la vegetación mejora la estructura del suelo.

El arbusto tiene un efecto directo sobre la estructura del suelo. El lodo tiene un efecto indirecto al favorecer el desarrollo de la vegetación como consecuencia del aumento de la infiltración que provoca.

BIBLIOGRAFÍA

- Imeson, A.C., Vis, M. (1984) Assessing aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. *Geoderma* 34:185-200.
- Jiménez L, Marqués MJ, Pérez-Rodríguez R, Bienes R. (2006) Evolution of Soil Cover in a Restoration with Shrub and Sludge in Gypsiferous Soils in Madrid (Spain). *Proceedings of the XIV International Conference of Soil Conservation. ISCO 2006. Marrakech, 14 al 19 de Mayo 2006.*

pendiente también fue significativa ($p < 0,01$). La cobertura del suelo fue mayor en todos los tratamientos con respecto al control, aunque fue más evidente para los tratamientos en los que se aplicaban las dos técnicas de restauración y para el lodo y la *Santolina* en solitario ($p < 0,01$).

La resistencia de los agregados, por tipo de cobertura, es mayor cuando la vegetación está presente, ya sea herbácea ($p < 0,05$ de 0 a 3 cm con respecto a SD_FIN) o arbustiva ($p < 0,05$ de 0 a 3 y 3 a 8 cm con respecto a SD_FIN),

ESTIMACIÓN DE ENERGÍA CINÉTICA DE LA LLUVIA A PARTIR DE PRECIPITACIÓN DIARIA. APLICACIÓN AL CÁLCULO DE “R” EN ESPAÑA. COMPARACIÓN CON LOS VALORES OBTENIDOS CON WISCHMEIER Y SMITH

M. Roldán¹, J.A. Fernández²

^{1y2}*Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal de Madrid. Universidad Politécnica de Madrid. 28032 Madrid. España*

margarita.rolدان@upm.es tasio.fyuste@upm.es

INTRODUCCIÓN

Este trabajo presenta un estudio sobre la caracterización cuantitativa de una importante propiedad de la lluvia, la energía cinética, y su aplicación para obtener el factor “R” ($E \cdot I_{30}$). En los estudios de erosión la energía cinética de la lluvia, necesaria para calcular su erosividad, se ha estimado con el uso de ecuaciones empíricas que relacionan energía cinética e intensidad de la lluvia (EC-I). Para ello, es necesario disponer de datos de intensidad de lluvia obtenidos en estaciones con pluviógrafos.

En este trabajo se ha obtenido una ecuación combinada que relaciona energía cinética diaria (EC_{24h}) y datos diarios de precipitación (P_{24h}). Por lo que la energía cinética de una lluvia puede estimarse con datos diarios de precipitación, obtenidos en una estación pluviométrica normal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los datos fueron obtenidos con un disdrómetro del tipo de Joss y Waldvogel (1967) que proporciona información de lluvia que permite obtener la caracterización de la distribución de los tamaños de gota de esa lluvia, agrupados en 20 intervalos de diámetros lo que permite estimar la energía cinética de la lluvia registrada. El equipo de muestreo se instaló en la Escuela de Ingenieros Técnicos Forestales de Madrid. Los datos de precipitación registrados fueron los correspondientes a dos años consecutivos, minuto a minuto, día y noche.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De los resultados obtenidos se deduce que la mejor relación entre la EC_{24h} de una lluvia y la Precipitación diaria (P_{24h}) es una ecuación potencial limitada superior e inferiormente. Ya que parece razonable pensar que la energía cinética asociada a una lluvia diaria presente un límite superior para una determinada latitud, ya que esta última no crecerá ilimitadamente y por tanto, tampoco su energía cinética. También, parece razonable considerar que por debajo de un determinado valor de precipitación diaria su energía asociada es también muy baja y podría considerarse como “no erosiva”. Las ecuaciones que proporcionan el mejor ajuste y coeficientes de correlación fueron las siguientes:

$$EC_{24h} = 17882 (1 - 3.5 (-1.8392 * 10^{-6} * P_{24h}^2 - 8.322 * 10^{-4} * P_{24h}))$$

$R^2 = 0.997$ para $1 < P_{24h} \leq 140\text{mm}$, valores de P_{24h} más frecuentes

$$EC_{24h} = 17882 (1 - 3.5 (-3.279 * 10^{-6} * P_{24h}^2 - 6.2967 * 10^{-4} * P_{24h}))$$

$R^2 = 0.994$ para $P_{24h} > 140\text{mm}$, valores de P_{24h} menos frecuentes

EC_{24h} es la energía cinética en J/m^2 asociada a la precipitación diaria P_{24h} en mm.

Las ecuaciones potenciales fueron validadas por un lado con datos de precipitación obtenidos con pluviógrafo y por otro lado con datos de energía registrados.

Las ecuaciones potenciales se han implementado para el cálculo del factor pluvial “R” ($EC * I_{30}$). La máxima intensidad en 30 minutos de una lluvia se ha obtenido utilizando la ley Intensidad-Duración-Frecuencia (ley I-D-F). Con dicha metodología se han estimado los valores de “R” en diferentes localidades en España y se ha hecho la comparación con los valores de “R” obtenidos en las mismas localidades pero con la ecuación del tipo EC-I de Wischmeier y Smith. En dicha comparación se aprecia que las diferencias de cálculo entre los dos procedimientos son muy pequeñas.

CONCLUSIONES

La metodología elaborada presenta algunas ventajas importantes, por un lado refleja una buena interpretación del fenómeno de relación entre EC_{24h} y P_{24h} como se aprecia en los coeficientes de correlación obtenidos, así como en el estudio de los residuos y errores realizado. Además, la ventaja en la facilidad de obtención de datos (pluviómetros), así como la simplicidad y rapidez en la estimación del factor “R”.

BIBLIOGRAFIA

- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1988). Agresividad de la Lluvia en España. Valores del factor R de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo. ICONA.
- Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente. Dirección General de Carreteras (1993) Drenaje Superficial. Instrucción 5.2- IC.
- Roldán, M. (2005). Características de la precipitación y erosividad. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.
- Joss J., Waldvogel A., (1967). Ein spektrograph für Niederschlag atrophien mit automatischer auswertung. Pure and Applied Geophysic. 68: 240-246.

PROCESOS QUE ALTERAN EL SEGUIMIENTO DE LA ESCORRENTÍA Y LA EROSIÓN EN AMBIENTES MEDITERRÁNEOS SEMIARIDOS

A. Solé-Benet¹, Y. Cantón², R. Lázaro³, J. Puigdefábregas⁴

¹Estación Experimental de Zonas Áridas, C.S.I.C., Almería. albert@eeza.csic.es

²Dpto. Edafología y Química Agrícola, Esc. Politécnica Superior, Universidad de Almería.
ycanton@ual.es

³Estación Experimental de Zonas Áridas, C.S.I.C., Almería. lazar@eeza.csic.es

⁴Estación Experimental de Zonas Áridas, C.S.I.C., Almería. puigdefa@eeza.csic.es

INTRODUCCIÓN

Las parcelas de erosión-escorrentía son dispositivos de campo ampliamente utilizados para medir en el tiempo dichas variables bajo condiciones de precipitación natural. Revisiones bibliográficas recientes sobre su uso ponen de relieve las ventajas e inconvenientes de estos dispositivos así como las influencias de las escalas espaciales y temporales en la variabilidad de las medidas (Boix et al., 2006a, 2006b). Con la finalidad de garantizar tanto la calidad como la representatividad de los datos recogidos, algunos autores recomiendan un análisis exhaustivo de los procesos que ocurren en las parcelas durante todo el período de seguimiento (Ollesch and Vacca, 2002) y muy en especial cuando éste es de largo plazo. Es necesaria, pues, una revisión crítica de las largas series de datos generadas en este tipo de parcelas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analiza una serie 15 años de datos en más de 40 parcelas cerradas cuyos tamaños oscilan entre 0,24 y 20 m² sobre dos substratos litológicos contrastados (micasquitos y margas yesíferas), en una región semiárida de Almería, en el SE ibérico, en una zona de campos abandonados y monte, sobre suelo desnudo o con matorral disperso. Los datos que se revisan incluyen tasas de escorrentía y de producción de sedimentos para cada episodio de lluvia así como registros fotográficos de los principales aspectos geomórficos que puedan explicar la variabilidad tanto espacial como temporal de la escorrentía y la erosión. Se tienen en cuenta las respuestas a episodios promedio y extremos. Además, se analizan los datos de ensayos específicos llevados a cabo en algunas de las parcelas mencionadas (simulaciones de lluvia y modificaciones tanto de la cobertura como de la superficie).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aparte de los conocidos inconvenientes de las parcelas cerradas, como el agotamiento de los sedimentos, se han registrado perturbaciones como: a) las derivadas de la actividad de la macro- y meso-fauna (madrigueras de conejos, nidos de arañas y hormigueros); b) el crecimiento vegetal acentuado próximo a las canaletas de recogida de agua y sedimentos que se ve favorecido

tanto por el hecho de encontrarse en la parte baja de una zona de escorrentía, como por la sombra de la tapa de la canaleta de recogida que, al mantener niveles más altos de humedad, favorece la vegetación anual, la cual a su vez ejerce de trampa parcial de sedimentos finos, todo lo cual se retroalimenta positivamente consiguiéndose una progresiva detención de los sedimentos procedentes de aguas arriba; c) el exterminio de vegetación de interés ganadero por parte de plagas que solo se extienden como consecuencia de la exclusión al pastoreo en el área de las parcelas; d) en eventos extremos se produce acumulación de sedimentos que obturan la salida al aforo. Todo ello altera significativamente los resultados de las series de escorrentía y erosión. Lo más notable es que la mayoría de estas perturbaciones solo se manifiestan al cabo de algunos años de monitoreo, si bien ocurren a un escala temporal lo suficientemente corta como para afectar los resultados a corto plazo. Y por supuesto, explican la variabilidad de los resultados.

CONCLUSIONES

Para obtener una mejor interpretación de los procesos de escorrentía y erosión en parcelas cerradas es altamente recomendable tener en cuenta no solo los procesos que ocurren dentro de las parcelas, sino que también deben considerarse los cambios espacio-temporales de la cobertura y de la micro-topografía, así como la naturaleza pulsátil de las precipitaciones en ambiente semiárido y la existencia de umbrales. Una vez identificados todos estos factores de variación es posible elegir entre varias alternativas acerca del futuro uso de dichas parcelas, tales como: a) dar por concluida su actividad; b) abrirlas para permitir el libre flujo de agua y sedimentos; c) mantenerlas cerradas y estimular un conjunto de actividades de manejo o manipulación de la superficie; c) combinar las dos últimas.

BIBLIOGRAFÍA

- Boix-Fayos,C., Martinez-Mena,M., Calvo,A., Arnau,E., Albaladejo,J., and Castillo,V., 2006. Causes and underlying processes of measurement variability in field erosion plots in Mediterranean conditions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32: 85-100.
- Boix-Fayos,C., Martinez-Mena,M., Arnau-Rosalen,E., Calvo-Cases,A., Castillo,V., and Albaladejo,J., 2006. Measuring soil erosion by field plots: Understanding the sources of variation. *Earth-Science Reviews*, 78 (3-4): 267-285.
- Ollesch, G., Vacca, A., 2002. Influence of time on measurement results of erosion plot studies. *Soil and Tillage Research* 67, 23-39.

MITIGACIÓN DE LA EROSIÓN EN CANTERAS MEDIANTE EL EFECTO COMBINADO DE LA CUBIERTA VEGETAL Y DE COMPOST

J.M. Alcañiz¹, G. Ojeda², M. Jorba³, O. Ortiz⁴

¹ *Laboratorio Suelos, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra. JoseMaria.Alcañiz@uab.cat*

² *Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, 08193 Bellaterra. g.ojeda@creaf.uab.cat*

³ *Dto. Biología Vegetal, Universitat de Barcelona, Barcelona. montsejorba@ub.edu*

⁴ *Laboratorio Suelos, Universitat Autònoma de Barcelona. 08193 Bellaterra. JosepOriol.Ortiz@uab.cat*

INTRODUCCIÓN

El objetivo de esta experiencia fue evaluar la erosionabilidad de taludes de una cantera restaurados con suelos enmendados con compost de residuos orgánicos urbanos, bajo dos grados de cobertura vegetal, empleando lluvia simulada.

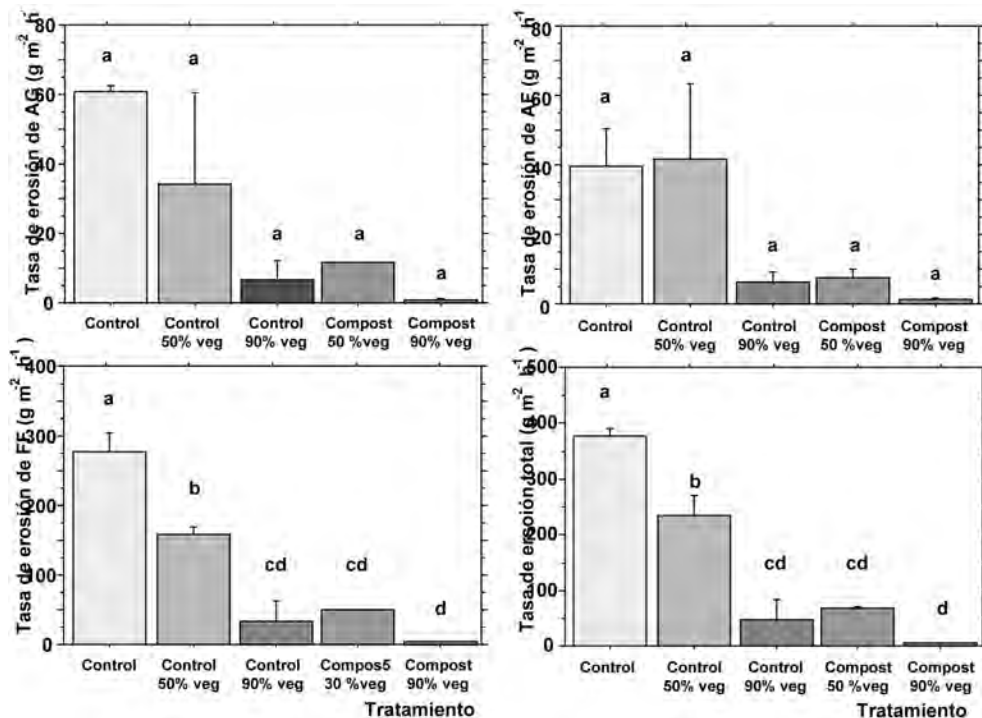
MATERIALES Y MÉTODOS

Se comparó la pérdida de sedimento en 5 tratamientos diferenciados: suelo control (sin compost) al inicio del experimento, suelo control con un 50% y 90% de cobertura de vegetación dos años después del inicio del experimento, y suelo tratado con compost con un 50% y 90% de recubrimiento vegetal dos años después de la reposición del suelo. La dosis de enmienda se calculó para aumentar un 0,75% la materia orgánica del suelo control. La lluvia fue simulada mediante un sistema de riego que proporcionó una intensidad media de 62,1 mm h⁻¹. Se separaron las fracciones AG (>0.2 mm), AF (0.2 – 0.05 mm) y FF (<0.05 mm). El volumen de escorrentía se calculó a partir del agua recogida en las botellas. Los resultados se expresan como flujo de escorrentía (mm h⁻¹) y como tasa de erosión de suelo (g m⁻² h⁻¹). Después de la experiencia inicial de simulación se aplicó una hidrosiembra con una mezcla comercial de semillas. El recubrimiento vegetal se midió por adaptación del método punto-contacto aplicado a fotografías ortogonales de superficies. Posteriormente, se recolectó la biomasa aérea y se obtuvo el peso seco a 60° C

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El tratamiento control con 90% de vegetación y el suelo tratado con compost, con 50% y 90% de cobertura vegetal, redujeron las pérdidas por erosión de forma significativa. En la figura se puede observar que la pérdida de suelo generada por el tratamiento control bajo un 90% de vegetación, fue del mismo orden que la pérdida presentada por el tratamiento con compost bajo una cobertura del 50%. El suelo abonado con compost cuando alcanzó una cobertura vegetal del 90% también presentó una escorrentía muy inferior a la del tratamiento control con un 50% de

cobertura. El efecto combinado de la cobertura vegetal y de la enmienda orgánica sobre la estructura del suelo explica estas diferencias. El coeficiente de escorrentía no presentó diferencias significativas entre tratamientos, sin embargo, este parámetro parece seguir la misma tendencia observada con el flujo de agua superficial.



CONCLUSIONES

La incorporación de compost al suelo reduce claramente las pérdidas por erosión de forma similar a un porcentaje elevado de cobertura vegetal. Las parcelas tratadas con compost y con un alto grado de recubrimiento son las que presentan la menor erosionabilidad.

Las pérdidas por erosión del suelo control bajo una cobertura vegetal del 90%, son similares a las presentadas por el tratamiento con compost bajo una cobertura del 50%. Es decir que el compost contribuye a disminuir por sí solo la erosión, posiblemente al mejorar la estabilidad de los agregados y al incrementar la infiltración. Esta mejora de la infiltración se mantiene al menos dos años después de la aplicación del compost.

Cuando se restauran canchales con suelos de erosionabilidad elevada, es aconsejable el empleo de enmiendas orgánicas que resultan muy eficaces para proteger el suelo incluso cuando la vegetación ya se ha desarrollado.

AGRADECIMIENTOS

Esta experiencia se ha desarrollado dentro del proyecto "EcoQuarry" (LIFE04 ENV/ES000195).

ESTIMACIÓN DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL EN LOS SUELOS DEL ÁREA MEDITERRÁNEA MEDIANTE ESPECTROSCOPIA DE REFLECTANCIA DIFUSA

N. Calero-Gil¹, V. Barrón¹, J.A. Gómez², J. Torrent¹

¹ Departamento de Ciencias y Recursos Agrícolas y Forestales. Universidad de Córdoba. vidal@uco.es

² Instituto de Agricultura Sostenible, CSIC, Córdoba. ag2gocaj@uco.es

INTRODUCCIÓN

La estabilidad estructural condiciona la circulación del agua y del aire, influye en sellado y encostrado superficial y es uno de los parámetros que mejor se correlaciona con la erodibilidad del suelo. El estado de agregación y estabilidad estructural del suelo dependen, entre otros factores, de la textura, contenido y naturaleza de la materia orgánica y de la composición mineral (proporción y tipo de arcilla, óxidos de Fe y carbonatos). Los componentes del suelo presentan características espectrales específicas, lo que permite obtener información relevante sobre la naturaleza y proporción de dichos componentes (Bigham y Ciolkosz, 1993).

El objetivo de este trabajo fue estudiar qué propiedades edáficas juegan un papel importante en la agregación de suelos representativos del área mediterránea y evaluar hasta qué grado se pueden cuantificar estas variables a través de las curvas de reflectancia difusa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron 50 muestras del horizonte superficial de suelos desarrollados sobre materiales parentales muy diversos (granodioritas, cuarcitas, areniscas, pizarras sedimentarias, margas, terrazas), en zonas de relieve pronunciado (3 - 44%) y con diferentes sistemas de manejo (laboreo y pastoreo) en distintas zonas de Andalucía.

La distribución de agregados estables al agua se obtuvo siguiendo un método similar propuesto por Kemper y Rosenau (1986). El porcentaje de agregados para una determinada fracción se determinó utilizando una batería de tamices vibratorios (Retsch) de 0.125, 0.25, 0.5, 1 y 2 mm. Las muestras se humedecían, con un difusor en el tamiz superior, empleando agua de conductividad eléctrica y composición catiónica similar a la de lluvia. La corrección de la proporción de arena para cada fracción se realizó siguiendo la misma metodología pero tratando previamente el suelo con hexametáfosfato sódico. Finalmente, se estimó el diámetro medio ponderado (DMP) de los agregados estables al agua (Van Bavel, 1949).

La curva de reflectancia difusa se obtuvo para los suelos triturados utilizando un espectrofotómetro Varian Cary 5000, con esfera de reflectancia, que barre en los intervalos del ultravioleta-visible e infrarrojo cercano.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La textura de los suelos variaba desde muy arcillosa (567 g arcilla Kg⁻¹) hasta arenosa (50 g arcilla Kg⁻¹). El contenido de carbonatos oscilaba entre 0 y 563 g Kg⁻¹, la materia orgánica entre

6 y 39 g Kg⁻¹ y el pH (H₂O) entre 5.5 y 9.3. Se encontraron valores desde 0.48 hasta 29.2 g Kg⁻¹ de Fe libre soluble al citrato-bicarbonato-ditionito, y de 0.01 y 3 g Kg⁻¹ de Fe amorfo soluble en oxalato, lo que corrobora que los óxidos de Fe cristalinos predominan en los suelos formados bajo clima mediterráneo, como observaron Torrent et al. (1980).

El porcentaje de agregados estables al agua de tamaño superior a 0.125 mm variaba entre un 10 y un 40%. Los valores para el DMP oscilaron entre 0.3 y 1.5 mm, que, según Le Bissonnais (1996), permiten diferenciar varias clases de estabilidad, siendo los suelos más arcillosos y con más contenido de CaCO₃ y materia orgánica más estables que los suelos muy arenosos.

A partir del espectro de reflectancia difusa se pudo estimar algunas de las propiedades de los suelos, incluidos los parámetros de estabilidad estructural, en virtud de las correlaciones significativas encontradas.

CONCLUSIONES

La determinación del espectro de reflectancia difusa, en laboratorio, permitió realizar una estimación de los parámetros de estabilidad estructural, constituyendo una herramienta sencilla, rápida y barata para el estudio de la erodibilidad de los suelos.

BIBLIOGRAFÍA

- Bigham J.M., Ciolkosz, E.J. (1993) Soil Color. SSSA Special Publication, Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Kemper, W.D., Rosenau, R.C. (1986) Aggregate stability and size distribution. In: Methods of Soil Analysis. Part 1 – Physical and Mineralogical Methods: 425-442.
- Le Bissonnais, Y. (1996) Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and Methodology. Eur. J. Soil Sci. 47, 425-437.
- Torrent, J., Schwertmann, U., Schulze, D.G. (1980) Iron oxide mineralogy of some soils of two river terrace sequences in Spain. Geoderma 23:191-208.
- Van Bavel, C.H. (1949) Mean weight diameter of soil aggregates as a statistical index of aggregation. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 14:20-23.

ESTUDIO DEL EFECTO PROTECTOR DEL SUELO DE LA ESPECIE: *Salvia lavandulifolia* Vahl subsp. *oxyodon*. INCIDENCIA DE SU APROVECHAMIENTO SOBRE EL CONTROL DE LA EROSIÓN

B. Cárceles¹, A. Martínez², J.R. Francia³, V.H. Durán⁴

¹ IFAPA Centro Camino de Purchil. belen.carceles@andaluciajunta.es

² IFAPA Centro Camino de Purchil. armando.martinez@juntadeandalucia.es

³ IFAPA Centro Camino de Purchil. joser.francia@juntadeandalucia.es

⁴ IFAPA Centro Camino de Purchil. victorh.duran.ext@juntadeandalucia.es

INTRODUCCIÓN

Los suelos de las regiones semiáridas están sometidos a graves problemas de erosión. Anteriores estudios realizados por este equipo demuestran la utilidad del empleo de matorral en suelos sometidos a intensos procesos de degradación, para disminuir la escorrentía y la pérdida de suelo.

El objetivo de este trabajo es estudiar el comportamiento de la *Salvia lavandulifolia* Vahl subsp. *oxyodon*. en cuanto a su efecto protector del suelo. Se ha seleccionado esta especie además de por su interés medicinal y esencial, por su estructura aérea y su porte rastrero que hacen presuponer que pueda desempeñar un eficaz efecto protector sobre suelo.

Se comparan dos porcentajes de recolección (25 y 50 %), considerados como los más idóneos para garantizar un aprovechamiento sostenible de esta especie, según se desprende de resultados anteriores de este grupo de investigación (Pérez, P., 2005)

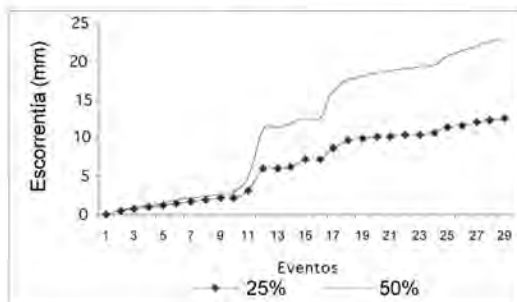
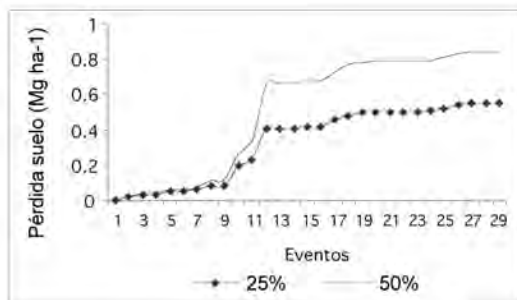
MATERIALES Y MÉTODOS

Como metodología, se ha utilizado la de parcelas cerradas, que nos permite tener una evaluación continua del transporte de sólidos y de escorrentía y correlacionarlos con la intensidad de lluvia de cada evento. Se han instalado 4 parcelas, dos por porcentaje de recolección, con una superficie de 96 m², en una pendiente del 17.5%. Se ha utilizado un marco de plantación de 1x1 m.

La toma de muestras se ha realizado una vez finalizado cada evento erosivo con emisión de sedimentos o escorrentía apreciables.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos se refieren a cuatro años de estudio, siendo controlados un total de 29 eventos erosivos. Los datos se refieren al valor promedio calculado para cada tratamiento de poda.



Año	Precipitación (mm)	Pérdida suelo (Mg ha ⁻¹)		Escorrentía (mm)	
		25%	50%	25%	50%
1	344.9	0.06	0.07	1.67	2.06
2	276.5	0.34	0.59	4.32	9.33
3	323.2	0.09	0.11	3.89	6.67
4	452.1	0.06	0.07	2.72	4.85
Promedio		0.14	0.21	3.15	5.73

suelo, se puede concluir que la intensidad de recolección recomendable, para esta especie y en estas condiciones edafoclimáticas para garantizar un aprovechamiento sostenible de la misma, es la del 50%.

BIBLIOGRAFÍA

- Durán, V.H., Francia, J.R., Rodríguez, C.R., Martínez, A., Cárcelos, B. (2006) Soil-erosion and runoff prevention by plant covers in a mountainous area (SE Spain): Implications for sustainable agriculture. *Environmentalist*, 26. 309-319
- Pilar Pérez Galindo (2005) *Salvia lavandulaefolia* Vahl. ssp. *oxyodon*: Evaluación de su aceite esencial e incidencia en el medio ambiente según intensidades de recolección. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.

En los gráficos se muestran la pérdida de suelo (Mg ha⁻¹) y la escorrentía (mm) acumuladas, durante el período de estudio para los dos porcentajes de recolección estudiados. Los valores de erosión y escorrentía son mayores, para el porcentaje de recolección del 50% por la menor cobertura de suelo que representa. Si bien, las diferencias son mínimas y en ambos casos los valores de pérdida de suelo y escorrentía se pueden considerar admisibles.

En la Tabla se muestran los valores anuales de precipitación, erosión y escorrentía, así como el promedio de la pérdida de suelo y la escorrentía para los cuatro años de estudio. Siendo este valor promedio muy inferior al estimado por este equipo en suelo desnudo (6.14 Mg ha⁻¹; 182 mm) (Durán et al., 2006), lo que demuestra la efectividad de esta especie en la protección del suelo frente a la erosión.

Se ha estimado la producción de biomasa anual y el rendimiento en peso seco, obteniéndose los mayores valores para la intensidad de recolección del 50%.

CONCLUSIONES

Con los resultados obtenidos, en producción de biomasa anual y en protección de

EFFECTO DE LA CALIDAD DEL AGUA SOBRE LA EROSIVIDAD DE LA LLUVIA

S. De Alba¹, L. Navarro², C. Hontoria²

¹Dpto. Geodinámica, F. Geología (UCM), Ciudad Universitaria s/n, 28040-Madrid. Sdealba@geo.ucm.es

²Dpto. Edafología, ETSIA (UPM), Ciudad Universitaria, s/n, 28040-Madrid. c.hontoria@upm.es

INTRODUCCIÓN

Estudios recientes han demostrado que la calidad del agua de lluvia afecta a los procesos de infiltración y generación de escorrentía (Agassi *et al.* 1981). Sin embargo, la revisión bibliográfica muestra una importante carencia de trabajos experimentales en los que se estudie el efecto sobre suelos no dispersivos, no-salinos y no-sódicos (Borselli *et al.*, 2001). El principal objetivo de este trabajo ha sido estudiar el efecto de la calidad del agua (agua con diferentes valores de conductividad eléctrica) sobre la respuesta hidrológica y erosiva de un suelo no-dispersivo, durante experimentos de simulación de lluvia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron un total de 15 experimentos de simulación, con 5 niveles de conductividad eléctrica (entre 0.03 y 0.65 dS/m) y 3 réplicas para cada uno. Los experimentos de simulación de lluvia fueron con una intensidad de lluvia constante de 45.4 mm h⁻¹, una altura de caída de agua de 4 m, y una duración de entre 40 y 60 min. Las simulaciones de lluvia se hicieron en laboratorio sobre microparcels de 0.81 m² (0.90x0.90 m), una superficie efectiva colectora de escorrentía de 0.364 m² (0.52 x 0.7 m) y una pendiente del 9%. Las microparcels fueron montadas en bandejas metálicas en las que se dispuso una capa de suelo de 0.125 m de espesor. El suelo utilizado en los experimentos fue material del horizonte superficial Ap de un suelo Typic Haploxeralf (USDA, 1990), de textura franco arcillo arenosa, de estructura en bloques subangulares de desarrollo moderado y tamaño medio, y un contenido de materia orgánica próximo al 1%

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran que la tasa de infiltración está directamente correlacionada con la conductividad del agua, mientras que con la producción de escorrentía y sedimentos la correlación es inversa. La infiltración (mm) fue cerca de tres veces mayor con agua de pozo (0.65 dS/m) que con agua desmineralizada (0.03 dS/m). De forma paralela, conforme se reduce la CE del agua de lluvia, disminuyen de forma significativa el

tiempo de encharcamiento superficial (*TTP, Time To Ponding*) y tiempo de inicio de escorrentía, así como la profundidad máxima del frente de humectación. En cuanto a las tasas de erosión, la producción de sedimentos fue un 70% mayor con el agua desmineralizada (0.03 dS/m) que con el agua de pozo de elevada CE (0.65 dS/m). De forma paralela, con el agua de menor CE se produce un aumento significativo de la pérdida de materia orgánica y los sedimentos presentan una mayor proporción de la fracción arcillosa.

Por otro lado, el incremento de CE en el agua de escorrentía, respecto a la CE inicial del agua de la lluvia, aumenta inversamente a la CE del agua de lluvia utilizada. Lo que refleja que conforme aumenta la pureza del agua de lluvia, aumenta su capacidad de lavado de sales del suelo y su efecto disgregante de los agregados del suelo.

De los resultados obtenidos se concluye, de acuerdo con Borselli et al. (2001), que tanto la infiltración como la producción de sedimentos presentan relaciones lineales respecto a la conductividad eléctrica del agua. Sin embargo, no ha sido posible determinar ningún valor umbral de CE del agua a partir del cual se vea afectada de forma significativa la respuesta hidrológica-erosiva del suelo.

CONCLUSIONES

Las principales conclusiones obtenidas demuestran la influencia de la conductividad eléctrica del agua de lluvia en la respuesta hidrológica y erosiva de un suelo no sódico: el agua de baja CE es más erosiva que el agua de alta CE. En segundo lugar, se pone de manifiesto la necesidad de una normalización metodológica de los ensayos de simulación de lluvia que incluya el uso de agua destilada, con un doble objetivo: a) Obtención de resultados extrapolables a condiciones bajo lluvia natural; b) Permitir la comparación de resultados de simulaciones de lluvia entre distintas investigaciones.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto MANERO con Ref. AGL2004-00650 del Plan Nacional de I+D+I 2004-07 (MEC)

BIBLIOGRAFÍA

- Agassi, Morin, J., Shainberg, I. (1981). Effect of electrolyte concentration and sodicity on infiltration rate and crust formation. *Soil Science Society of American Journal*, 45: 848-851.
- Borselli, L., Torri, D., Poesen, J., Salvador Sanchos, P. (2001). Effect of water quality on infiltration, runoff and interrill erosion processes during simulated rainfall. *Earth Surface processes and Landforms*, 26: 329-342.

LABOREO A NIVEL VS. LABOREO A FAVOR DE LA PENDIENTE: RESPUESTA EROSIVA EN EPISODIOS EXTREMOS DE LLUVIA

S. De Alba¹, F. Barbero¹, F. Cortines², C. Hontoria²

¹Dpto. Geodinámica, F. Geología (UCM), Ciudad Universitaria s/n, 28040-Madrid. Sdealba@geo.ucm.es

²Dpto. Edafología, ETSIA (UPM), Ciudad Universitaria, s/n, 28040-Madrid. c.hontoria@upm.es

INTRODUCCIÓN

El laboreo a nivel o en contorno, es la práctica de labrar los campos de cultivo siguiendo una dirección paralela a la curvas de nivel. Se trata de una práctica de conservación que ha sido considerada universalmente como la más básica y efectiva para limitar la erosión hídrica. De hecho, a modo de ejemplo en España ha sido considerada de obligado cumplimiento, y a su aplicación queda condicionado el acceso a pagos compensatorios derivados de la PAC (OCMs de cultivos herbáceos) en el reglamento sobre requisitos medioambientales (BOE de 28 de diciembre de 2002). Sin embargo, existen diversos antecedentes que indican que la eficacia del laboreo a nivel se reduce de forma drástica en determinadas condiciones. Wischmeier y Smith (1978), y Foster *et al.*, (1997) determinan que su efectividad disminuye conforme aumentan la pendiente y longitud de ladera, y establecen para su aplicación umbrales máximos del factor topográfico LS. Roquero *et al.* (SCS, 1957) indican que el laboreo a nivel no es aconsejable en terrenos con suelos “excesivamente fuertes” (arcillosos), que presenten un “subsuelo impermeable” o estén sujetos a “lluvias fuertes”. López Cadenas *et al.* (1998) añaden que puede ser contraproducente en pendientes superiores al 12%. En este trabajo, se analiza la viabilidad de aplicar un patrón de laboreo a nivel “estricto” en paisajes de morfología compleja. También se estudia la influencia de la dirección de laboreo (orientación de los surcos de labranza) sobre la respuesta erosiva de campos agrícolas sujetos a dos situaciones de precipitaciones extremas contrastadas: 1) episodios aislados de elevada intensidad de lluvia, y, 2) temporales de elevada precipitación acumulada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Como área de estudio se seleccionaron diversos campos agrícolas localizados en Madrid y Castilla La Mancha, en los que se observaron importantes efectos erosivos tras sufrir episodios extremos de lluvia. Para la elaboración de los modelos digitales del terreno (MDT) y las cartografías de rasgos erosivos se realizaron levantamientos topográficos de detalle con el uso de una Estación Total. La cuantificación de las pérdidas de suelo por procesos de reguercización y acarreamiento se realizó aplicando los métodos de campo y técnicas volumétricas descritas en De Alba (1997).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Del análisis de los MDTs y observaciones en campo se demuestra la dificultad extrema de

aplicar con precisión el laboreo a nivel en condiciones reales de campo, en paisajes alomados de morfología compleja. Los resultados indican que, en la mayoría de los casos, un “pseudo” laboreo a nivel produce localmente un aumento significativo del área de drenaje en pequeñas depresiones y vaguadas, y, en consecuencia, un aumento de la concentración de escorrentía y erosión potenciales en esos puntos.

En los casos estudiados de episodios extremos, tanto de elevada intensidad de lluvia como de temporal, las pérdidas de suelo ocasionadas por procesos de reguerización y acarcavamiento fueron máximas en campos labrados a nivel (35.4 t/ha a 754.8 t/ha), intermedias (265 t/ha) en campos labrados según direcciones oblicuas a la pendiente y mínimas (22.5 t/ha a 119 t/ha) en campos labrados a favor de la pendiente.

CONCLUSIONES

Los resultados indican la existencia de valores umbrales de intensidad de lluvia y precipitación acumulada, a partir de los cuales el laboreo en contorno no es una práctica efectiva para reducir la erosión hídrica, sino que por el contrario puede provocar una intensificación de los efectos erosivos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto MANERO, Ref. AGL2004-00650 (MEC)

BIBLIOGRAFÍA

- De Alba, S. (1997). Metodologías para el estudio de la erosión en parcelas experimentales. En: El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo. Implicaciones en la desertificación. Ibáñez, *et al.* (eds). Geoforma Ediciones. Logroño, 259-293.
- Foster, G.R., *et al.*, J.P. (1997). Support Practice Factor (P). In: Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) Renard, *et al.* (eds). Agriculture Handbook n° 703, USDA, 183-251.
- López Cadenas, F. (1998). Restauración hidrológico forestal de las cuencas y control de la erosión. TRAGSA, TRAGSATEC, MMA, Ed. Mundi-Prensa. Madrid, pp. 945.
- SCS (1957). La práctica de conservación de suelo. Servicio de Conservación de Suelos, Ministerio de Agricultura. Madrid, pp. 127.
- Wischmeier, W.H. y Smith, D.D. (1978). Predicting rainfall erosion losses. Agriculture Handbook n° 537, USDA, Washington, 59 pp.

ESTIMACIÓN DE NIVELES DE EROSIÓN DEL SUELO Y GEOLÓGICA A PARTIR DE LA CARTOGRAFÍA GEOCIENTÍFICA EN EL PARQUE REGIONAL *PICOS DE EUROPA* (LEÓN)

I. Fuertes¹, E. Alonso Herrero², A. Penas³

^{1y3} Universidad de León. Dpto. Biodiversidad y Gestión Ambiental. Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales. Campus de Vegazana, s/n. 24071, León. ifueg@unileon.es, angel.penas@unileon.es

² Universidad de León. Dpto. Ingeniería y Ciencias Agrarias. Escuela Superior y Técnica de Ingeniería Agraria. Avda. Portugal, 41. 24071, León. ealoh@unileon.es

INTRODUCCIÓN

Dentro del estudio del Potencial del Medio Natural del Parque Regional *Picos de Europa*, se han llevado a cabo dos estimaciones diferentes de niveles erosivos a partir del Mapa de Unidades Geoambientales, realizado mediante metodología de tipo sintético según los principios de Díaz de Terán (1985).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se ha realizado un Mapa de Unidades Geoambientales a escala 1:10.000. Con esta base, más los estudios previos de perfiles de suelos y las observaciones en el campo, se desarrolla en primer lugar una aproximación a las tipologías edáficas presentes en cada unidad geoambiental. Se ha aplicado la usle en estas unidades para elaborar el “Mapa de niveles de erosión del suelo” del Parque Regional (Figura 1). Por otra parte, se realiza una ponderación de la erosión geológica natural en las diferentes unidades según los principios que gobiernan este proceso y se obtiene el “Mapa de niveles de erosión geológica”. Ambos se han procesado con el programa ArcGis 9.2.

RESULTADOS Y DISCUSION

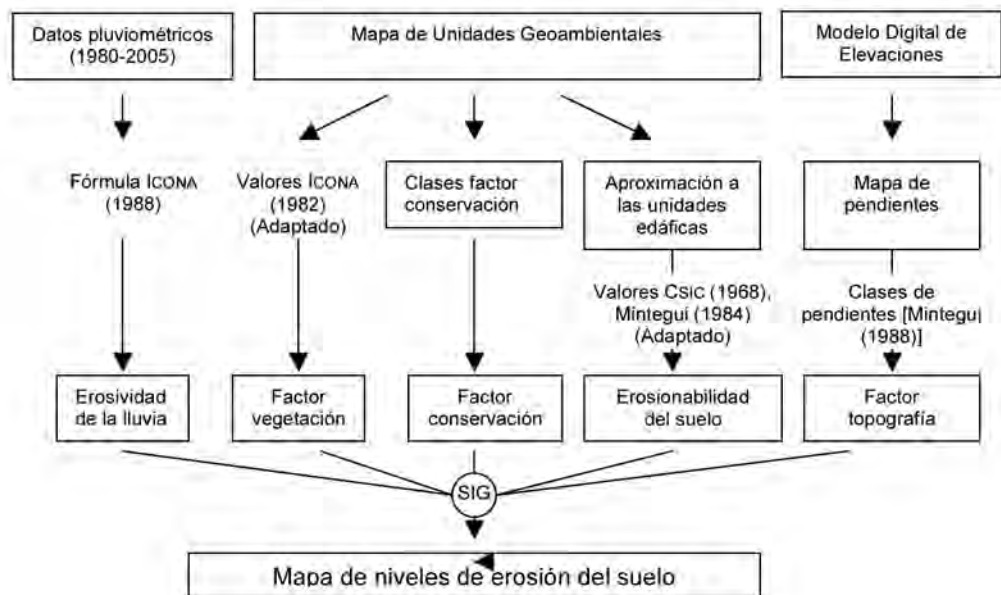
Se observan diferencias entre sendas aproximaciones, pues mientras las unidades que carecen de cubierta edáfica (crestas, roquedos y canchales) no presentan erosión edáfica, la erosión geológica en ellas es máxima. Además, esta última varía según la dureza de las litologías que constituyen estas unidades. El tipo de roca condiciona la erosión edáfica sólo cuando los suelos son jóvenes, pero su influencia se mitiga en los más desarrollados. Sin embargo existe concordancia y una relación directa de ambos procesos con la pendiente. Por otro lado, las interacciones con la vegetación son más complejas.

Sánchez y otros (1984) parten de la hipótesis de que las unidades geoambientales reflejan la homogeneidad en la formación de los suelos. Por razones idénticas consideramos que ilustran también los procesos de desgaste de la superficie terrestre. Sánchez y otros (2000) apuntan que la elaboración de mapas orientativos para la planificación de usos del suelo según las características biofísicas del territorio garantiza el mantenimiento del suelo como recurso natural. Además, son aproximaciones prácticas porque otorgan información sintética, sencilla y económica.

CONCLUSIONES

En ausencia de trabajos específicos sobre suelos, la Cartografía Geocientífica resulta útil para una evaluación del recurso suelo, pues aporta una división del territorio según los factores que gobiernan la formación y evolución de la cubierta edáfica. Al comparar la erosión geológica natural con la erosión del suelo se han obtenido diferencias, generadas por la distancia entre ambos conceptos. No obstante el análisis conjunto de ambos procesos define las necesidades de protección del suelo.

Figura 1: Esquema metodológico aplicado para el cálculo de la erosión del suelo.



BIBLIOGRAFÍA

- Díaz de Terán, J.R. 1985. Estudio Geológico-Ambiental de la franja costera Unquera-Castro Urdiales (Cantabria) y establecimiento de bases para su Ordenación Territorial. Tesis Doctoral Inédita. Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad de Oviedo. 761 pp.
- Sánchez Díaz J., Añó Vidal, C., Carbó Valverde, E., Pascual Aguilar, J.A., Antolín Tomás, C. y Colomer Marco, J. 2000. Orientaciones de uso agrario de la Comunidad Valenciana. Escala 1:300.000. Edafología, 7-3: 1-9.
- Sánchez, J., Rubio, J., Martínez, V. y Antolín, C. 1984. Metodología de Capacidad de uso de los suelos en el área Mediterránea. Actas I Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Volumen II: 837-848. Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. Madrid.

MEDIDA DE LA EROSIONABILIDAD EN SUELOS DE OLIVAR MEDIANTE LLUVIA SIMULADA

J. Gil, I. Rodero, D. Gil

*Departamento de Química Agrícola y Edafología. Campus de Rabanales. Edificio Marie Curie 3ª planta.
Ctra. Nal. IVa. Km 396. Universidad de Córdoba. e-mail: qe1gitoj@uco.es*

INTRODUCCIÓN

El cultivo del olivar constituye una de las alternativas de uso agrícola más extendidas en las regiones mediterráneas. En la comunidad autónoma andaluza se concentra el 75 % de la producción española, en olivares sobre suelos muy diversos, desde áreas extensas de campiña hasta zonas marginales de relieves acentuados, con diferentes alternativas de manejo que se relacionan con la susceptibilidad a la erosión hídrica (Gómez et al., 2003). Al respecto, los datos de pérdida de suelo en olivar son extremadamente variados, estimándose en Andalucía valores máximos en olivar de hasta 80.000.000 tn. (Junta de Andalucía, 2004). En este sentido se aborda este estudio, que evalúa mediante simuladores de lluvia la pérdida de suelo de un olivar con manejo tradicional.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realiza en un olivar de la campiña cordobesa con laboreo convencional. Se efectúan 56 simulaciones, tanto entre líneas (EL) como bajo cubierta de árbol (BC) con un simulador Eijelkamp (Kamphorst, 1987) modificando la intensidad de lluvia a 4 mm.min⁻¹. En cada simulación se valoró la escorrentía in situ y la tasa de suelo desprendido se evaluó en laboratorio. Posteriormente se fraccionó el sedimento según los rangos definidos en el nomograma de Wischmeier et al. (1971). Además, en cada punto de muestreo se determinó en el epipedión pH, carbonatos, materia orgánica, grava, textura y permeabilidad según métodos convencionales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como puede verse en la tabla 1 son suelos ligeramente alcalinos, ricos en carbonatos y los niveles medios de materia orgánica oscilan entre 9,4 y 14,3 kg.ha⁻¹.según la posición de muestreo. La textura es arcillosa y las gravas aumentan en general bajo la cubierta de la planta. La matriz de correlación obtenida muestra, respecto de la “pérdida de suelo” correlaciones significativas con permeabilidad, materia orgánica y grava ($p=0,001$), todas con signo negativo, y con arena fina ($p=0,01$) con signo positivo, relaciones descritas para otros suelos (Kamphorst, 1987; Nicolau et al., 1994; etc). El fraccionamiento del sedimento revela la fracción de tamaño entre 0,1 y 0,065 mm, que representa casi el 60 % del total del suelo desprendido, como la más erosionable. Finalmente la pérdida de suelo (tabla 2) estimada oscila alrededor de 10 tn.ha.año⁻¹, aunque la obtenida mediante la aplicación de la USLE casi duplica este valor, aspecto señalado por Tomas y Coutinho (1994) y Sebastiao y Pereira (2000) para suelos del sur de Portugal.

Tabla 1. Datos analíticos de los suelos y coeficientes r de Pearson respecto de la variable “pérdida de suelo simulador” (A1)

	pH	CO ₃ (g.kg ⁻¹)	M.O. (g.kg ⁻¹)	GRAVA (g.kg ⁻¹)	A.GRUESA (g.kg ⁻¹)	A.FINA (g.kg ⁻¹)	LIMO (g.kg ⁻¹)	ARCILLA (g.kg ⁻¹)	PERMEA- BILIDAD (cm.h ⁻¹)
—	0,11	95,2	2,0	28,2	77,0	17,1	26,0	84,1	6,5
—	0,18	102,9	3,8	63,7	64,1	18,1	23,3	69,7	8,2
TOTAL (x)	8,14	215,5	11,8	184,9	296,6	117,4	97,1	488,5	15,5
r Pearson/ A1	-0,306	-0,261	<u>-0,640</u>	<u>-0,492</u>	0,017	<u>0,339</u>	-0,188	-0,039	<u>-0,689</u>
mínimo	7,83	90,2	2,4	77,5	194,2	74,3	61,4	360,0	5,3
máximo	8,61	450,2	19,4	347,7	417,9	164,8	176,0	602,2	41,2
EL (x)	8,14	215,8	9,4	156,9	309,5	126,1	90,4	473,5	8,8
BC (x)	8,15	215,3	14,3	213,1	284,1	109,0	104,0	503,0	22,2
—	0,23	111,8	3,7	76,6	46,0	14,9	17,8	48,7	2,2

Tabla 2. Valores de sedimento y pérdidas de suelo con simulador (A1) y USLE (A2)

	SEDIMENTO g/m2	% SEDIMENTO A.G.	% SEDIMENTO AF+LIMO	% SEDIMENTO ARCILLA	A1 tn.ha ⁻¹ .año ⁻¹	A2 tn.ha ⁻¹ .año ⁻¹
media	10,82	8,96	57,80	33,34	10,29	17,68
—	6,83	3,24	4,68	5,27	6,50	11,15
MAXIMO	26,82	20,58	66,89	44,06	25,50	43,60
MINIMO	4,06	4,16	49,17	17,13	3,90	2,40

CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos se puede concluir que la erosionabilidad en estos suelos de olivar se relaciona con permeabilidad, materia orgánica y grava y arena fina, y “arena fina + limo” es la fracción más abundante del sedimento. Además la USLE sobreestima la pérdida de suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Gómez, J.A.; Battany, M.; Renscler, C.S. y Federes, E., 2003. Evaluating the impact of soil management on soil loss in olive orchards. Soil Use and Management 19:127-134
- Junta de Andalucía, 2004. Plan Andaluz de control de la desertificación. 314 pp.
- Kamphorst, A., 1987. A small rainfall Simulator for the determination of soil erodibility. Net. J. Ag. Sci. 35:407-415
- Wischmeier, W.H.; Jonson, C.B. y Cross, B.V., 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. J. Soil and Water Cons. 26:189-193.

- Nicolau, J.M.; Bienes, R.; Guerrero-campo, J.; Aroca, J.A.; Gomez, B.; Espigares, T., 2002. Runoff coefficient and soil erosion rates in croplands in a Mediterranean-continental region, in Central Spain. Proc. 3er. Cong. Man And Soil at The Third Millenium Geoforma Ed. 1359-1368.
- Tomas, PP. Y Coutinho, M.A., 1994. Comparison of observed and computed soil loss, usin the USLE. In Conserving soil resources. European Perspectives. Ed. RJ Rikson. Cambrige. UK pp 178-191
- Sebastiao, S. y Pereira, LS. 2000. Validation of RUSLE for predicting soil losses in South Portugal. Abs. IIIrd Int. Cong. Of the European Society of Soil Conservation. Valencia. Spain.

LA EROSIÓN Y EL TRANSPORTE DE FITOSANITARIOS. APLICABILIDAD EN ESPAÑA DE LOS DATOS DE EFICACIA DE LAS BANDAS DE SEGURIDAD CON VEGETACIÓN

L. Jiménez, E. Alonso-Prados, J.L. Alonso-Prados, J.M. García-Baudín

¹ INIA. Departamento de Protección Vegetal. Ctra de La Coruña km 7,5 28040, Madrid, España.
jmeneses@inia.es

INTRODUCCIÓN

La Directiva 91/414/CEE establece un proceso armonizado para la evaluación de sustancias activas de productos fitosanitarios y para la evaluación y registro de los productos fitosanitarios que las contienen. Dentro de este proceso de evaluación se incluye la evaluación de riesgo ambiental. Esta evaluación tiene dos componentes: exposición y toxicidad. La exposición tiene como objetivo último determinar la concentración (Predicted Environmental Concentrations, PEC) en suelo (PECsoil) agua superficial (PECsw) y sedimento (PECsed) a la que se verían expuestos los organismos no diana. Además se debe evaluar el riesgo de que estas sustancias alcancen las aguas subterráneas (PECgw) y superen el límite legal de 0.1 $\mu\text{g/L}$. Para la coordinación de la evaluación y estimación de las concentraciones ambientales de las sustancias activas de los productos fitosanitarios y sus residuos en el marco de la directiva 91/414/CEE, la Dirección General de Sanidad y Protección de los Consumidores de la Unión Europea (SANCO) creó los grupos de trabajo FOCUS. Estos grupos han publicado diferentes modelos y documentos guía para el cálculo de PEC en los diferentes compartimentos ambientales (<http://viso.ei.jrc.it/focus/index.html>) Los modelos utilizados en el cálculo de PECsw consideran tres vías de entrada a las aguas superficiales: deriva durante la aplicación, escorrentía y drenaje. En 2005, se publicó un nuevo documento guía sobre medidas de mitigación para reducir el transporte de estas sustancias a sistemas acuáticos (FOCUS, 2005). Entre esas medidas se encuentra el establecimiento de bandas de seguridad con vegetación para reducir el transporte por escorrentía y erosión. El porcentaje de eficacia establecido para estas bandas de seguridad se ha basado, principalmente, en estudios realizados en EEUU, Francia, Holanda y Alemania (FOCUS, 2005). El objetivo de este estudio es determinar la aplicabilidad de los datos de eficacia de las bandas de seguridad, propuestas por FOCUS (2005), en España.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se ha dividido en dos fases. Primera: revisión de los estudios utilizados por FOCUS (2005) para el establecimiento de la eficacia de las bandas de seguridad. Segunda: consiste en la localización de las zonas agrarias españolas susceptibles a la erosión y escorrentía en las que se podrían establecer estas medidas de mitigación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tabla 1. Datos de eficacia de retención de las bandas de seguridad con vegetación propuestos por FOCUS (2005) y otros Organismos y autores. Se da la anchura de la banda de seguridad y el porcentaje de retención de los productos fitosanitarios, cuando procede.

	FOCUS (2005)	SETAC (1994) (EEUU) En FOCUS (2005)	Lacas et al. (2005)
Eficacia remoción del producto	Variable: entre 50 y 90 % (5 a 20 m): 5-6 m ® 48 % 10-12 m ® 68 % 15 m ® 94 % 18-20 m ® 90 %	20-60 %: Compuestos fuertemente adsorbidos. 10-40 %: Compuestos débilmente adsorbidos.	15 m ® 50 %

Los datos de eficacia de las bandas de seguridad se detallan en la Tabla 1. Los valores de eficacia propuestos por FOCUS (2005) son muy elevados, comparados con los propuestos por SETAC (1994) y Lacas *et al.* (2005), a pesar de utilizar, en su mayoría, los mismos artículos. Al analizar en detalle los experimentos en los que se basa FOCUS (2005):

a) Los valores de eficacia mayores se obtienen con lluvias débiles: Patty *et al.* (1997) para anchuras entre 6 y 18 m, obtiene eficacias del 99 % para isoproturon, 97 % para diflufenican, 72 al 100 % para lindano y del 44 al 100 % para atrazina, Klöppel *et al.* (1997) para una anchura de 10 m, obtiene eficacias entre el 35 y 88 % para isoproturon, dichlorporp-p y bifenox, en simulaciones de lluvia de 14 mmh⁻¹ y Arora *et al.* (1996) para una anchura de 20 m, obtiene valores cercanos al 100 % para cianacina, atrazina y metolachlor.

b) Los valores de eficacia menores se obtienen con lluvias de moderada a elevada intensidad: Arora *et al.* (1996) para una anchura de 20 m y una lluvia de 108 mmh⁻¹ en 5 min, obtiene una eficacia de 69 , 58 y 73 % para cianacina, atrazina y metolachlor, respectivamente, y Misra *et al.* (1996) en ensayos de simulación de lluvia (63 mmh⁻¹) más simulación de escorrentía, obtiene eficacias medias del 34 % para ratios (longitud cultivo/ banda de seguridad) de 15:1 y del 29 % para ratios del 30:1.

CONCLUSIONES

Los valores suministrados en FOCUS (2005) sobreestimarían la eficacia de las bandas de seguridad en climas mediterráneos, ya que en este clima la probabilidad de lluvias de moderada a elevada intensidad es grande.

BIBLIOGRAFÍA

- Arora, K., Mickelson, S.K., Baker, J.L., Tierney, D.P., & Peters, C.J. (1996) Herbicide retention by vegetative buffer strips from runoff under natural rainfall. Transactions of the ASAE, 39, 2155-2162.
- FOCUS (2005). "Landscape And Mitigation Factors In Aquatic Risk Assessment. Volume 2. Detailed Technical Reviews". Report of the FOCUS Working Group on Landscape and Mitigation Factors in Ecological Risk Assessment, EC Document Reference SANCO/10422/2005. 434 pp.
- Klöppel, H., Kördel, W., & Stein, B. (1997) Herbicide transport by surface runoff and herbicide retention in a filter strip. Rainfall and runoff simulation studies. Chemosphere, 35 (1/2), 129-141.
- Lacas, J., Voltz, M., Gouy, V., Carlier, N., Gril, J.J. (2005) Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. Agron. Sustain. Dev., 25, 253-266.
- Misra, A.K., Baker, J.L., Mickelson, S.K., & Shang, H. (1996) Contributing area and concentration effects on herbicide removal by vegetative buffer strips. Transactions of the ASAE, 39, 2105-2111.
- Patty, L., Real, B., & Gril, J.J. (1997) The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. Pesticide Science, 49, 243-251.

ESTABILIDAD DE AGREGADOS EN AGUA BAJO DISTINTOS SISTEMAS DE LABOREO

D. Martín^{a1}, C. Hontoria^b, E. Zambrana^a, I. Walter^a, E.F. De Andrés^a, J.L. Tenorio^a

^aINIA. Departamento de medio ambiente

^bDepartamento de Edafología ETSIA- UPM

¹ lammerding@inia.es

INTRODUCCIÓN

El objetivo principal de este trabajo es comparar la estabilidad de los macroagregados del suelo (2-1 mm) bajo diferentes sistemas de laboreo y su relación con el contenido en materia orgánica (MO).

El laboreo rompe los agregados uniformizando la superficie, produciendo agregados más pequeños y menos estables, además expone la materia orgánica al ataque de los microorganismos, por lo tanto se produce una pérdida de materia orgánica por su mineralización (Roberson *et al.*, 1991 citado en Amézketa, 1999). En Agricultura de Conservación (AC) se deja más del 30% de la superficie cubierta por el rastrojo y, al reducirse las labores, se reduce la mineralización de la materia orgánica, aumentando su concentración sobretodo en superficie, lo que favorece a la estructura del suelo, aumentando su estabilidad. El mantenimiento de una buena estructura del suelo es crítica para la sostenibilidad de la agricultura y depende de la estabilidad de sus agregados (Amézketa, 1999).

MATERIAL Y MÉTODOS

El ensayo de laboreo comenzó en el año 1994. La zona de ensayo tiene un tipo climático mediterráneo templado según la clasificación de Papadakis (TE, Me). El ensayo tiene un diseño de bloques aleatorizados (4x) donde el tratamiento principal es el laboreo: LT es laboreo tradicional; ML, mínimo laboreo y NL, no laboreo. El suelo es un *Haploxeralf calciortídico* según la clasificación Soil Taxonomy (INIA, 1977) con tres horizontes: Ap (0-27 cm), Bt (27-61 cm) y un Cca (61-150 cm). La textura es franca gruesa sobre una esquelética arenosa (INIA, 1977) con un bajo contenido en MO (1%); en los 60 cm superficiales el contenido en caliza de un 5% y de un 10% de caliza activa. El pH está en torno a 8 y no presenta problemas de salinidad. La textura del horizonte superficial Ap es de un 70% de arena, 19.5% de limo y 10.5% de arcilla (INIA, 1977).

Las muestras de suelo (3 repeticiones/parcela) se recogieron lo más inalteradas posible y se introdujeron en contenedores rígidos. Se rompieron con suavidad en agregados más pequeños y se dejaron secar al aire. Las muestras corresponden a trigo rotación y trigo monocultivo para tres profundidades: 0-7.5; 7.5-15; 15-30 cm. El método operatorio seguido para determinar la estabilidad de agregados (WSA) viene descrito en Kemper y Rosenau, (1986). Los análisis se realizaron por triplicado. El contenido en C orgánico oxidable de las mismas muestras se realizó por el método de Walkley-Black por duplicado. Los análisis estadísticos se realizaron mediante el proceso GLM del paquete estadístico SAS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la siguiente tabla vienen detallados para cada profundidad los valores de WSA y MO para los distintos laboreos. En cuanto a cultivo no se encuentran diferencias significativas para WSA y MO.

Tabla 1: WSA y MO según laboreo y profundidad

	0-7,5 cm		7,5-15 cm		15-30 cm	
	WSA (%)					
Laboreo	p = 0.034	*	p = 0.806	ns	p = 0.527	ns
NL	28.68	a	24.88	a	25.80	a
ML	23.94	b	22.48	a	24.28	a
LT	23.39	b	24.25	a	22.92	a
	MO (%)					
Laboreo	p = 0.004	**	p = 0.631	ns	p = 0.596	ns
NL	1.41	a	1.03	a	0.85	a
ML	1.19	ab	1.01	a	0.84	a
LT	0.95	b	0.96	a	0.90	a

WSA: agregados estables en agua. MO: materia orgánica

*** significativo a < 0.001

** significativo a < 0.01

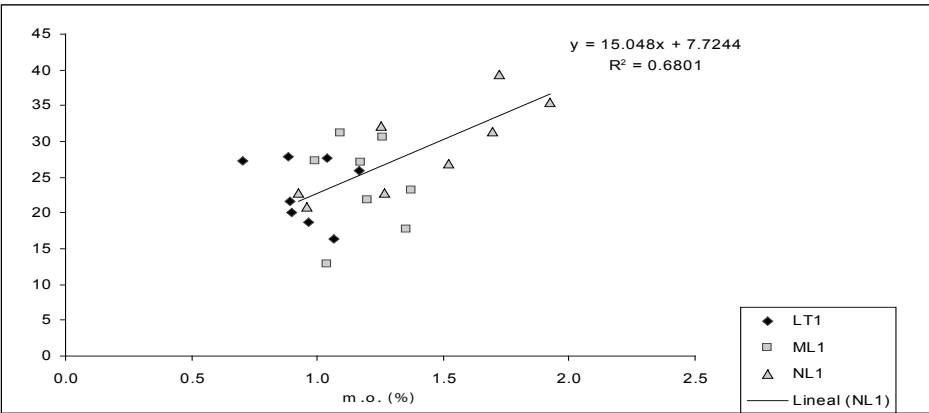
* significativo a < 0.05

ns. no significativo.

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes

a p < 0.05 según el test de Duncan

Después de 13 años de no laboreo se comienzan a ver diferencias en el suelo para los distintos laboreos sobre todo en superficie. Bajo no laboreo y en superficie se puede observar un valor de WSA significativamente mayor que bajo los otros dos laboreos (28.7% frente a un 23.9 y 23.4% bajo ML y NL respectivamente) así como un contenido mayor en MO (1.4 frente a 1.2 y 1%). Liu et al. (2005) midieron valores de WSA bajo cebada 25.5% y bajo centeno, 33.5%. Asimismo, Carter M. (2002) obtuvo valores de WSA de alrededor de 30% para suelos cultivados.



Gráfica 1: Relación entre la MO y la WSA en los primeros 7.5 cm bajo los tres manejos. NL: no laboreo, ML: mínimo laboreo y LT: laboreo tradicional

Según Tisdall y Oades (1982) existe una correlación positiva entre la MO y la agregación de los suelos. En este trabajo se encuentra una correlación positiva ($r^2 = 0,68$) únicamente bajo NL y para la zona más superficial.

CONCLUSIONES PRELIMINARES

Bajo NL se obtienen unos valores de WSA significativamente mayores que bajo los demás tratamientos (28.7% frente a un 24%) indicando una mejoría incipiente en la estabilidad del suelo. Esta mayor estabilidad está relacionada con un mayor contenido en MO.

BIBLIOGRAFÍA

- Amézketa, E. 1999. Soil Aggregate Stability: a review. *Journal of Sustainable Agriculture*. 14 (2/3), 83-151.
- Carter M. 2002. **Soil quality** for sustainable land management organic matter and aggregation interactions that maintain **soil** functions. *Agronomy Journal* 94:38-47.
- Kemper W.D., Rosenau R.C. 1986. Aggregate stability and size distribution. *Methods of Soil Analysis, Part I. Physical and Mineralogical Methods*. Agronomy Monograph n° 9 (2nd edition). 425-442.
- Liu A., Ma B.L. and Bomke A.A. 2005. Effects of cover crops on soil aggregate stability, total organic carbon and polysaccharides. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 2041-2048.
- Tisdall J. M., Oades J. M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*. 33: 141-163.